

Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Kortrapport

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

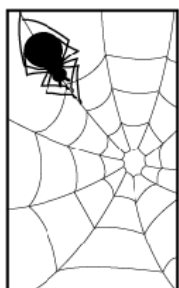
Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 148

Finansiering: Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

Deltakende institusjoner: NINA, NIBIO og Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo

Norsk institutt for naturforskning

Framstad, E. (red.) 2016. Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 1279. 112 s.

Oslo, september 2016

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2941-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Sidsel Grønvik

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Sidsel Grønvik (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Reidar Hindrum (Miljødirektoratet)

FORSIDEBILDE

Vegetasjonsanalyser i Urvatnet naturreservat, 2015. Foto: Jørn-Frode Nordbakken

NØKKEWORD

Terrestrisk miljø – overvåking – klimavariasjon – forurensinger – naturlig dynamikk – markvegetasjon – epifytter – smågnagere – fugl – reproduksjon – bestandsvariasjoner – artssammensetning – Norge

KEY WORDS

Terrestrial environment – monitoring – climate variation – pollution – natural dynamics – ground vegetation – epiphytes – small mammals – birds – reproduction – population variation – species composition – Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E. (red.) 2016. Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 1279. 112 s.

Overvåkingen i TOV omfatter viktige biologiske komponenter i vanlige boreale og lavalpine økosystemer. Det er forventet at overvåkingsvariablene vil respondere på ulike naturlige og menneskeskapte endringer. Her gis en kvalitativ vurdering av hovedmønstre i mulige påvirkninger.

Klimaendringer

Flere av artsgruppene som overvåkes i bjørkeskog og granskog, viser endringer som kan knyttes til observert klimavariasjon fra midten av 1980-tallet. Planteartenes temperaturfølsomhet henger sammen med deres fordeling med høyden over havet. Store moser i markvegetasjonen viser økt mengde i flere granskogsområder og enkelte bjørkeskogsområder, noe som trolig skyldes lengre vekstsesong med milde høster, spesielt fra midten av 1990-tallet. Økning for store moser i mange granskogsområder har gitt fortetting av bunnsjiktet, med reduksjon i mengde og artsrikhet av spesielt levermoser, noe som trolig også medvirker til observert reduksjon for karplanter. I flere granskogsområder er total artsrikhet i markvegetasjonen betydelig redusert i løpet av overvåkingsperioden. Bringen og Urvatnet har størst reduksjonen, begge med ca fem færre arter pr analyserute i gjennomsnitt. De fleste bjørkeskogsområdene (unntatt Børgefjell) har respondert på et varmere og fuktigere klima med økt framgang av urter og gras, høyst sannsynlig på grunn av økt næringsomsetning og økt pH og mineralisering av organisk materiale i jordsmonnet. Gjengroing av feltsjiktet gir redusert lystilgang til bunnsjiktet og bidrar til nedgang i små moser og lav. På undersøkte trær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømållav har gått tilbake og dels vist høyere skadefrekvens. Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser nær sammenheng med vårens utvikling (målt ved middeltemperaturen i mai). Mildere klima og lengre produksjons-sesong bør gi økning i fuglebestandene i fjellet, men middeltemperaturen i mai og juni viser ikke konsistent økning i TOV-områdene. En bestandsindeks for fugler i de fem TOV-områdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser ikke signifikant endring for arter knyttet til skog i perioden 1990-2015, mens arter knyttet til åpne naturtyper har hatt signifikant nedgang. Enkelte år har hatt episoder med ugunstige værforhold i hekketida eller sein og kald vår, noe som kan ha hatt negative konsekvenser for hekkstart og klekkesuksess, med mulig effekt på bestandene av spurvefugl.

Langtransporterte forurensinger

Ulike effekter av langtransporterte forurensinger, som forsurening fra svovelforbindelser, gjødsling (eutrofiering) fra nitrogenforbindelser og akkumulering av miljøgifter, kan påvirke flora og fauna i TOV-områdene. Effektene av slik forurensing kan vise seg ved forskjeller i artssammensetning, bestandsvariasjoner eller reproduksjonssuksess mellom de sørligste områdene med mest forurensing og områder lengre nord med lavere belastning. De tydeligste effektene av endringer i forurensingsnivå er knyttet til epifytter på faste prøvetrær i overvåkingsområdene, der særlig de sørlige og mest forurensete områdene viser nedgang i skader på lav, samt framvekst av lav generelt og spesielt for forurensingsfølsomme arter som brunskjegg. Dette tyder på at reduksjon i svovelnedfall og forsurening de siste tiårene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. Mengden av alger på trærne i det sørligste området Lund har økt kraftig i overvåkingsperioden, noe som dels kan skyldes et mildere og fuktigere klima, men ganske sikkert også økt tilførsel av nitrogen. Sterk økning av graset blåtopp og observasjoner av alger i markvegetasjonen i Lund settes også i sammenheng med høy nitrogenavsetning. Algedekning på trær og bakkevegetasjon er også observert i enkelte granskogsområder, spesielt tydelig i det sørligste området Paulen. Observasjoner fra bjørkeskog i Møsvatn, Gutulia og Dividalen tyder på at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen er i ferd med å påvirke floraen også i mer nordlige områder, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter. I disse områdene kan også lokale effekter av kraftige bjørkemålerangrep bidra til de observerte endringene mot mer nitrogenelskende vegetasjon. I granskogsområdene er slike gjødslingseffekter ikke like klare, men i enkelte områder er det observert økning av smyle og algevekst på bakken og på trær,

tydeligst i det sørligste området der nitrogentilførselen er størst. For faunaen gir ikke overvåkingsresultatene noen indikasjoner på at forurensinger i de mest utsatte områdene i sør har noen effekter på bestandsvariasjon eller reproduksjon hos undersøkte arter i TOV-områdene. I landsomfattende undersøkelser fra tidligere år er det funnet forhøyete nivåer av ulike organiske miljøgifter i egg av flere rovfuglarter, samt betydelige nivåer av bly og andre giftige metaller i hønssefugl fra Sørvest-Norge, men dette har ikke gitt observerbare effekter på reproduksjon og bestandsdynamikk for undersøkte arter i TOV-områdene.

Andre påvirkningsfaktorer

De fleste TOV-områdene er lagt til verneområder for å unngå arealinngrep og raske endringer i arealbruk, men endringer i bruken av utmarksarealene vil også påvirke disse områdene. Dette gjelder særlig endringer i beiteaktivitet og annen høsting, oftest i form av redusert bruk av den biologiske produksjonen med økt gjengroing som resultat. I flere bjørkeskogsområder (f.eks. Åmotsdalen) er det imidlertid fremdeles et høyt beitetrykk av sau, og reinsdyr bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. I motsetning til i de andre TOV-områdene har fortsatt høyt beitetrykk av rein og smågnagere i Børgefjell trolig bidratt til redusert dekning av feltsjiktet med mindre dekning av gras og urter. Smågnagere har her også ført til et redusert mosedekke. Også mer akutte effekter av arealbruk, som kjøreskader på vegetasjonen og hogst eller annen ødeleggelse av analysefelter og -trær, er påvist i enkelte bjørkeskogsområder. Det er vanskelig å anslå i hvor stor grad slike endringer er årsak til observerte endringer i overvåkingsområdene.

Så langt i gjennomføringen av TOV er det ikke observert arter i TOV-områdene som ikke kan sies å høre naturlig hjemme i de aktuelle naturtypene. Det er foreløpig heller ikke kjente forekomster av slike arter i nærheten av TOV-områdene, slik at fremmede arter kan forventes å dukke opp i disse områdene i nær framtid.

Overvåkingen i TOV er lagt til områder med vanlig forekommende økosystemer der vi ikke vil vente å finne spesielt mange rødlistete arter. Undersøkellesmetodene i TOV er heller ikke innrettet mot å finne slike arter, som ofte er sjeldne. Følgende arter på den norske rødlista 2015 er så langt observert i forbindelse med overvåkingen i TOV-områdene: lavartene gubbeskjegg, gryntjafs og ulvelav (alle nær truet), samt fugleartene lappspurv (sårbar), jaktfalk, fjellrype, liryne, gjøk, blåstrupe, sivspurv og taksvale (alle nær truet).

Flere observerte endringer i TOV-områdene skyldes også naturlige variasjoner i nordlige økosystemer som er utsatt for betydelige fysiske og biologiske endringer fra år til år. Foruten variasjon i klimaet, snødekket og stormer er også endringer i smågnagerbestandene og i mengden av bjørkemålere viktige årsaker til endringer i andre deler av økosystemene. Smågnagere kan vise tydelige bestandssvingninger, ofte med nokså regelmessig variasjon med bestandstopper med 3-4 års mellomrom, slik vi bl.a. har sett i TOV-områdene Møsvatn og Børgefjell. Det er overraskende at smågnagerne i Gutulia og Dividalen ikke viser like tydelige bestandstopper eller regelmessige bestandsvariasjon. Vi har ingen god forklaring på de generelt lave bestandsnivåene i disse områdene (selv om smågnagerbestanden i Gutulia viste en topp for første gang i 2010-2011 og en viss bestand også i 2013). Overvåkingen av etasjemosepopulasjoner i sju TOV-områder i granskog viser at store bestander av smågnagere kan ha sterk påvirkning på mosedekket i skogbunnen. Tynning av mosedekket og blottlegging av jorda åpner for re-etablering av moser. Ved store angrep av bjørkemålere vil både bjørkelauv og lauv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig nedbeitet. Mildere vintre vil kunne gi store angrep i flere påfølgende år, der også enkelttrær blir drept i stor skala. Dette endrer vekstforholdene for markvegetasjonen, med bl.a. et sterkere oppslag av grasarter, noe som kan endre livsbetingelser og artssammensetning for smågnagere og fugler, med kaskadeeffekter for næringsnett. Det har vært indikasjoner på slike effekter i enkelte av TOV-områdene i fjellet (bl.a. Møsvatn).

Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2016. Terrestrial Ecosystems Monitoring in 2015: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. Summary of results. – NINA Report 1279. 112 pp.

The terrestrial ecosystem monitoring programme (TOV) includes important biological components of common boreal and low alpine ecosystems. We expect the monitoring variables to respond to various natural and anthropogenic impacts. Here, we give a qualitative assessment of the main patterns of potential impacts.

Climate change

Changes in several of the components monitored in birch and spruce forests can be linked to observed climate variation from the mid 1980s. There is a general relationship between plant species temperature sensitivity and their distribution with altitude. In the ground vegetation, large mosses show increased abundance in several sites of spruce forest and some of birch forest, probably due to longer growing seasons of mild autumns, particularly from the late 1990s. Increases for large species have led to a denser bottom layer, reducing the amount and species richness of liverworts in particular, probably also contributing to observed reductions for vascular plants. In several spruce forest sites, the ground vegetation shows considerably reduced total species diversity since the start of monitoring. Bringen and Urvatnet have had the greatest reduction, with a mean of c. five species per 1-m² plot. In most of the birch forest sites (except Børgefjell) the ground vegetation has responded to a warmer and wetter climate with increased growth of herbs and grasses due to increased decomposition and mineralisation of the soil, and increased soil pH. On examined trees in several monitoring sites, more thermophilic lichens (e.g. *Hypogymnia physodes*) have increased, whereas cold-tolerant species (e.g. *Melanelia olivacea*) have decreased and exhibited higher damage rates. The timing of egg laying in pied flycatchers shows a close relationship with the on-set of spring (measured as May mean temperature). A milder climate and longer production season should result in an increase in bird populations in the mountains. However, May and June mean temperatures do not show a consistent increase for the monitoring sites since 1990. A bird population index for the five mountain monitoring sites (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) shows no significant change for species of forest habitats during 1990-2014, whereas species preferring open habitats have had a significant population decrease. In some years, episodes of unfavourable weather during the nesting season or a late/cold spring may have had negative impacts on breeding season start, hatching success, and possibly, population development for passerine birds.

Long-range pollution

Various effects of long-range pollutants, such as acidification from sulfur compounds, eutrophication from nitrogen compounds, and toxic compounds can affect flora and fauna of the monitoring sites. Effects may result in differences in species composition, population fluctuations or reproductive success between the most polluted southern sites and sites further north with lower pollution loads. The most obvious effects of changes in pollution levels are observed for epiphytes on sample trees, where especially the southern and most contaminated sites show decreased damage to lichens, increased lichen cover in general and particularly for pollution-sensitive species such as *Bryoria*. This suggests that reduced sulfur deposition and acidification in recent decades have had a positive effect on lichens. Amounts of algae on trees in the most southern site Lund have risen sharply during the monitoring period, possibly due to a warmer and wetter climate, but probably also due to increased supplies of nitrogen. Increased cover of the grass *Molinia caerulea* and observations of algae in the ground vegetation in Lund, are probably also related to eutrophication caused by high nitrogen deposition. Algae have also been observed on trees and ground vegetation in some spruce forest sites, being most evident in the southernmost site Paulen. Observations from birch forest in Møsvatn, Gutulia and Dividalen indicate that airborne nitrogen may also affect the vegetation at more northern sites, reflected in decline of nitrogen-sensitive lichens and increase for some nitrophilous vascular plants. However, local effects from major moth attacks on birch may also contribute to the fertilization of the ground vegetation at these sites. In spruce forest sites such fertilization effects are not as clear,

but an increase of *Avenella flexuosa* is observed in some sites, most evident in the south where nitrogen deposition is greatest. Monitoring results do not indicate any effects on the fauna from pollution in the most exposed southern sites. In nationwide surveys from previous years, elevated levels of various organic pollutants have been found in eggs of several species of birds of prey, as well as significant levels of lead and other toxic metals in grouse from southwestern Norway. However, this did not result in observable effects on reproduction and population dynamics of the investigated species in the TOV monitoring sites.

Other impact factors

Most of the TOV sites are located in protected areas to avoid rapid changes in land use, but previous changes in land use may still influence these sites. This applies in particular to reductions in open range grazing and other biomass harvesting, resulting in increased regrowth of the vegetation, enhancing the effects of a warmer and wetter climate. However, in several of the birch forest monitoring sites (e.g. Åmotsdalen) there is still a high grazing pressure from sheep, and reindeer use Gutulia, Børgefjell and Dividalen. In contrast to the other TOV sites, the high grazing pressure at Børgefjell by reindeer and small rodents has probably reduced the cover of grasses and herbs. In addition, grazing by small rodents has reduced the bryophyte cover. More acute effects of land use can also affect the monitoring sites, with damage to vegetation from motorized vehicles, logging or other destruction of the sample plots and trees. It is difficult to assess to what extent such impacts have caused observed changes in the monitoring sites.

Non-native species have not yet been observed in the monitoring sites. There are currently no known instances of such species near the sites. Hence, no alien species should be expected to occur in these sites in the near future.

The TOV monitoring sites are covering common ecosystems where we would not expect to find many threatened (red-listed) species. Survey methods in TOV are also not suited to finding such species, which are often rare. The following species from the Norwegian Red List 2015 have so far been observed in the monitoring sites: the lichens *Alectoria sarmentosa*, *Evernia mesomorpha*, and *Letharia vulpina*, (all near threatened), as well as the birds *Calcarius lapponicus* (vulnerable), *Falco rusticolus*, *Lagopus muta*, *Lagopus lagopus*, *Cuculus canorus*, *Luscinia svecica*, *Emberiza schoeniclus*, and *Delichon urbica* (all near threatened).

Natural variation in northern ecosystems subject to extensive inter-annual changes in physical and biological conditions will also result in observable changes in the monitoring sites. In addition to variations in climate, snow cover, and storms, changes in rodent populations and the amount of birch-defoliating moths are important causes of changes in other parts of the ecosystems. Small rodents can show pronounced population fluctuations, often with fairly regular variation with population peaks each 3-4 years, as seen in the TOV sites Møsvatn and Børgefjell. However, it is surprising that small rodents in Gutulia and Dividalen do not seem to show similar population peaks or regular fluctuations. We have no good explanation for the generally low population levels in these sites. Monitoring of *Hylocomium splendens* populations in seven TOV spruce forest sites shows that some population peaks of rodents may strongly influence the bryophyte cover. Thinning of the bryophytes and exposed soil allow re-establishment of bryophytes under favourable weather conditions. Major attacks of birch-defoliating moths may completely consume leaves on birch trees, other deciduous trees and shrubs. Milder winters could result in major attacks in several consecutive years, where individual trees can be killed on a large scale. This changes the growing conditions and species composition of the ground vegetation, and changes the living conditions and species composition of small rodents and birds, with cascading effects on the food web. Indications of such effects have been observed in some of the TOV mountain sites, including Møsvatn.

Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, NO-0349 Oslo, Norway (erik.framstad@nina.no)

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	9
1 Innledning.....	11
2 TOV-områdene – naturforhold, klima, beitepåvirkning	13
2.1 TOV-områdenes beliggenhet og naturforhold	13
2.2 Klimautviklingen i TOV-områdene	15
2.3 Beiteaktivitet i TOV-områdene	20
3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell	22
3.1 Metoder	22
3.2 Endringer i perioden 1995-2015	23
3.3 Diskusjon	30
4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag i 2015	32
4.1 Områdebeskrivelse og metoder	32
4.2 Resultater: Vegetasjonsendringer i Urvatnet i perioden 1992-2015	34
4.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Urvatnet	40
4.4 Mulige årsaker til utviklingstrendene	41
5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2015	43
6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Børgefjell og oppstart av ny overvåkingsserie i Solhomfjell 2015	50
6.1 Resultater fra Børgefjell	51
6.2 Resultater fra Solhomfjell	57
6.3 Oppsummering	60
7 Bjørkemålere	61
7.1 Metodikk	61
7.2 Resultat bjørkemålere og hunnrakler 2014 og 2015	63
8 Smågnagere	64
8.1 Metoder	64
8.2 Resultater	65
8.3 Konklusjon	68
9 Rovfugler	71
9.1 Metoder	71
9.2 Resultater	72
9.3 Diskusjon	72
10 Hønsefugl	75
10.1 Metoder	75
10.2 Resultater	77
10.3 Diskusjon	78
11 Spurvefugl	81
11.1 Metoder	81

11.2 Resultater.....	83
11.3 Diskusjon	87
12 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl	92
12.1 Metoder.....	93
12.2 Resultater.....	95
12.3 Diskusjon	99
13 Referanser	104

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 8	Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 3	Vegar Bakkestuen, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (vegar.bakkestuen@nina.no)
Kap. 4, 5	Tonje Økland, NIBIO, Boks 115, 1431 Ås (tonje.ingeborg.okland@nibio.no)
Kap. 6	Marianne Evju, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Ondheim (marianne.evju@nina.no)
Kap. 7	Per Arild Aarrestad, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim (per.aarrestad@nina.no)
Kap. 9, 11, 12	John Atle Kålås, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)
Kap. 10	Erlend Nilsen, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim (erlend.nilsen@nina.no)

Forord

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) omfatter integrert naturovervåking i vanlige naturtyper i boreale og alpine områder. I perioden 1990-93 ble slik overvåking startet i Solhomfjell i Aust-Agder, Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark, Gutulia i Hedmark, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Børgefjell i Nord-Trøndelag, Dividalen i Troms og Ny-Ålesund på Svalbard (bare vegetasjon). Fra 1994 er overvåkingen videreført i disse områdene, unntatt i Ny-Ålesund. I 2009 ble det etablert ny vegetasjonsovervåking i Endalen på Svalbard i regi av Miljøovervåkingen på Svalbard og Jan Mayen (MOSJ). I TOV inngår studier av jord, markvegetasjon, epifytter på trær, bestandsstudier av fugler og smågnagere, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder. Miljødirektoratet har gitt tilskudd til grunnaktivitetene i TOV, og fra 2014 har Klima- og miljødepartementet bidratt med finansiering av TOV som en nasjonal oppgave for Norsk institutt for naturforskning (NINA). NINA har ansvaret for det meste av overvåkingsaktivitetene, mens vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell utføres av Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo. Siden 1988 er markvegetasjon i 10 granskogsområder overvåket av Norsk institutt for bioøkonomi (tidligere Norsk institutt for skog og landskap); 8 av disse områdene er videreført med støtte fra Miljødirektoratet.

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2015, i form av en felles, forenklet dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen Børgefjell (Nord-Trøndelag) og Urvatnet (Sør-Trøndelag), epifytter på trær i Børgefjell og Solhomfjell (Aust-Agder), samt faunaen i alle aktuelle TOV-områder. Hensikten er å dokumentere resultatene fra overvåkingen i 2015, samt de viktigste konklusjonene. For mer informasjon om områdene og metoder henvises til tidligere TOV-rapporter. I denne rapporten har Vegar Bakkestuen vært ansvarlig for markvegetasjon i bjørkeskog, Tonje Økland for markvegetasjonen i granskog, Inga Bruteig for epifytter, Per Arild Aarestad for bjørkemålere, Erik Framstad for smågnagere, John Atle Kålås for rovfugl, spurvefugl og ekstensiv fugleovervåking, og Erlend Nilsen for hønsefugl. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2015 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- For undersøkelsene av markvegetasjonen og epifytter i Børgefjell takkes Kurt Vollmo, Børgefjellfoten AS, for transport og leie av hytter.
- For innsamling av klimaloggere og bjørkemålerdata i Dividalen takkes Statskog ved John Lambella; for Børgefjell Kent Mikkelsen; for Åmotsdalen Sten L. Svartaas; for Gutulia Engerdal Fjellstyre ved Ole Opseth og Jan Norvålen, for Møsvatn Lena Romtveit; og for Lund Magma Geopark ved Pål Thjømøe.
- For undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog i Urvatnet naturreservat takkes Statskog Midt-Norge for utlån av hytte og båt, og Rune Halvorsen for artsbestemmelse av moser som ikke kunne bestemmes i felt. Vi takker også kolleger som har vært med på feltarbeid i tidligere analyseomløp i Urvatnet.
- For undersøkelsene av epifytter takkes Håkon Holien for hjelp til feltarbeid og bestemmelse av innsamlet materiale og Sondre Dahle og Kristine Ulvund for hjelp i felt.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for feltinnsamling (Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen) og labarbeid, samt Torleif Skipstad (Lund), Jan Nordvålen (Gutulia), Per og Lars Lorentzen (Børgefjell), John Lambella og Kjetil Letto (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er takknemlige for assistanse til gjennomføring av fangstene fra Statskog i Børgefjell og Dividalen, og Engerdal fjellstyre i Gutulia. Vi vil også takke en rekke kolleger i og utenfor NINA, samt Statskog Fjelltjenesten ved Jo Inge Breisjøberget for fangstdata og informasjon om egne gnagerobservasjoner fra ulike områder og tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Stein Ø. Nilsen og John Stenersen. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog Fjelltjenesten ved Per A. Lorentzen og Lars Lorentzen (rovfugl og spurvefugl), og Øyvind Spjøtvoll (rovfugl). I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Per Willy Bøe, Oddvar Heggøy og Peter S. Ranke, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Jaktfalkovervåkingen i dette området er utført av Jan Ove Gjershaug. I Gutulia har Jon Bekken og Kjell Isaksen har taksert spurvefugler, og Engerdal

fjellstyre kontrollert fuglekassene. I Møsvatn er spurvefugltakseringene utført av Erik Edvardsen og Rune Bergstrøm. I Solhomfjell er slike takseringer utført av Erik Edvardsen, Øyvind Egeland, Simon Bruerberg og Jørn Helge Magnussen, og Arild Pfaff har kontrollert fuglekassene i Solhomfjell. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av jaktfalk i tilknytning til overvåkingsområdet i Solhomfjell. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Vegard Ankarstrand, Knut Henrik Dagestad, Leif Arne Lien, Vegard D. Lomeland og Toralf Tysse, mens fuglekassene her er kontrollert av Sigvald Skjærpe. For oversikt over alle de 186 deltagerne i de ekstensive fugletakseringene viser vi til vedlegg i kap. 13. Erlend B. Nilsen har bistått med beregninger av bestandsindekser for fugl.

Disse, samt alle andre som har gitt oss assistanse underveis, takkes hjerteligst.

Oslo, august 2016
Erik Framstad

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN, nå del av Miljødirektoratet) tok i 1990 initiativet til "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV). Formålet med programmet var opprinnelig å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte luftforurensninger på ulike naturtyper og organismer (Løbersli 1989). Overvåkingen ble lagt til 7 områder geografisk spredt fra sørvest til nord i landet og i hovedsak med plassering i fjellbjørkeskog i vernete områder. I disse områdene ble det lagt opp til integrerte studier av nedbør, jord, markvegetasjon, lav, moser og alger på trær, fugler og pattedyr, samt forekomster av miljøgifter i planter og dyr. I tillegg har det vært gjennomført landsomfattende kartlegging av organiske miljøgifter i rovfugl, tungmetaller i hønsefugl og forekomst av lav, moser og alger på trær.

Motivasjonen for programmet ble i 2001 dreiet mot også å fange opp effekter av endringer i et spekter av naturlige og menneskeskapte påvirkningsfaktorer på biologisk mangfold. Programmet vil dermed utgjøre en viktig komponent i Norges nasjonale overvåking av biologisk mangfold. Innretningen på programmet gjør det best egnet til å fange opp mulige effekter av storskala endringer i klima og langtransporterte forurensninger som sur nedbør, nitrogengjødsling og bakkenært ozon. Overvåkingsområdene er i stor grad lagt til verneområder, og effekter av endringer i lokal arealbruk vil derfor i liten grad bli fanget opp. Områdene vil imidlertid være viktige referanseområder i forhold til ekstensiv, arealrepresentativ overvåking som vil kunne fange opp effekter av endringer i arealbruk på biologisk mangfold.

I 1988 etablerte Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (fra 2006 Norsk institutt for skog og landskap og fra 2015 NIBIO Norsk institutt for bioøkonomi) vegetasjonsovervåking i granskog (se oversikt over områdene i **figur 2.1**). Siden 2001 er resultatene fra denne vegetasjonsovervåkingen og fra TOVs vegetasjonsovervåking i bjørkeskog (barskog i Solhomfjell) i økende grad sett i sammenheng. Fra 2005 har DN/Miljødirektoratet bidratt med midler til videreføring av vegetasjonsovervåkingen i granskog.

Programmet er innrettet mot endringer i vanlige naturtyper og vanlig forekommende arter. Det fanger i liten grad opp effekter på truede naturtyper og arter. Egne programmer eller aktiviteter må overvåke endringer i truet natur. Arbeid for å følge opp truet natur er i gang gjennom den interdepartementale oppfølgingen av stortingsmeldingen om biologisk mangfold (St.meld. 42 (2000-2001)), samt gjennom ulike prosjekter i regi av Artsdatabanken.

Overvåking av markvegetasjonen er motivert dels ut fra vegetasjonens viktige rolle i alle terrestriske økosystemer, som produksjonsgrunnlag, næring og habitat for andre organismer. De mange artene i markvegetasjonen representerer også et bredt spekter av ulike tilpasninger til økologiske forhold og potensielt ulik respons på forskjellige menneskelige påvirkninger. For epifytter på trær, i stor grad lav, er det spesielt artenes potensielle følsomhet for endringer i klima, tilgang på næringsstoffer og forurensningsbelastninger som gjør dem interessante i overvåkingen.

Faunaovervåkingen inkluderer bestands- og reproduksjonsovervåking for arter som kan indikere effekter av langtransporterte luftforurensninger (kongeørn, jaktfalk og et spekter av spurvefuglarter). Programmet inkluderer også bestandsovervåking av nøkkelarter som smånagere og lirype/orrfugl, dvs arter som sterkt påvirker naturlig bestandsdynamikk for indikatorartene i de aktuelle naturtypene. Produksjons- og bestandsendringer for områder med forskjellig omfang av langtransporterte forurensninger sammenlignes for å påvise mulige effekter av slike luftforurensninger. De mange artene av spurvefugl i overvåkingsområdene har ulike økologiske krav og kan dermed også forventes å svare forskjellig på endringer i klimaet eller i menneskers arealbruk.

Resultatene fra TOV inngår som viktig datagrunnlag for Naturindeksen for Norge (Nybø 2010) og i annen rapportering om tilstanden for biologisk mangfold i Norge. Dataene blir også brukt i ulike forskningsprosjekter og i vitenskapelig publisering av NINA-forskere og samarbeidspartnere. Så langt er en rekke vitenskapelig artikler publisert om endringene i markvegetasjonen og

mulige årsaker til dette, hvorav noen av de nyere er Bakkestuen et al. (2009, 2010), Rydgren et al. (2007), R.H. Økland & Bakkestuen (2004), T. Økland et al. (2004a). Også for miljøgifter i økosystemkomponenter er det publisert flere artikler med opphav i TOV, fra de senere årene Gjershaug et al. (2008), Herzke et al. (2005), Mariussen et al. (2008), Pedersen et al. (2006), Vetter et al. (2008). For øvrige økosystemkomponenter med resultater fra TOV er det så langt publisert færre artikler, men se f.eks. Evju & Bruteig (2013), Selås & Kålås (2007), Selås et al. (2011a,b), Lehtikoinen et al. (2014a).

Høsten 2010 ble TOV evaluert (jf Ims et al. 2010). Evalueringen anbefalte en reorientering av TOV med særlig vekt på effekter av klimaendringer. Dessuten ble det foreslått tettere samordning av de ulike fagaktivitetene, med styrking av overvåkingsdesign og analysemetoder for å fange opp klimaeffektene bedre enn dagens program er i stand til. Endelig ble det foreslått en annen rapporteringsform som i større grad tilgodeser brukernes behov. Evalueringen ble diskutert i en workshop våren 2011, der mulig oppfølging av de ulike anbefalingene ble gjennomgått. De mest aktuelle anbefalingene er forsøkt fulgt opp gjennom 2011-13, men avsatte ressurser til overvåkingsaktivitetene begrenser mulighetene for å ta opp nye omfattende aktiviteter eller å utvide de pågående aktivitetene vesentlig, slik det hadde vært ønskelig.

Resultatene fra TOVs aktiviteter i 2015 blir her rapportert i noe forenklet form. Hovedvekten er lagt på å dokumentere resultatene, samt å vise til de viktigste konklusjonene. Rapporten omfatter resultatene fra NINAs undersøkelser av smågnagere og fugl i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen (jf **tabell 2.1**), markvegetasjonen i bjørkeskog i Børgefjell og epifytter på bjørkestammer i Børgefjell og Solhomfjell, samt markvegetasjonen i barskog i Urvatnet (Sør-Trøndelag) utført av NIBIO. For nærmere beskrivelser av målsetning med overvåkingen, valg av overvåkingsorganismer og metoder, samt resultater fra tidligere år og mer detaljert diskusjon av resultatene, viser vi til synteserapportene for TOV (DN 1997, Framstad et al. 2003), til tidligere rapporter fra overvåkingen, og til presentasjon av TOV på internett med oversikt over alle rapporter fra TOV og lenker til de siste nedlastbare rapportene i pdf-format: <http://www.nina.no/Milj%C3%B8overv%C3%A5king/Naturoverv%C3%A5king>.

2 TOV-områdene – naturforhold, klima, beitepåvirkning

Her presenterer vi resultater for 2015 fra de sju opprinnelige overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet, samt for markvegetasjonen i Urvatnet i Sør-Trøndelag (**figur 2.1**). TOV-områdene er plassert fra sør til nord med store forskjeller i nedfall av langtransporterte forurensninger (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2009, 2010, 2012). Områdene dekker også ulikheter i klima og geografiske forhold. Områdene er lite utsatt for raske endringer i arealbruk, bl.a. er flere av områdene lagt til nasjonalparker eller naturreservater. Seks av områdene har bjørk som dominerende treslag, mens området i Solhomfjell er lagt til barskog (men bjørketrær for epifytter). Se **tabell 2.1** for karakteristika ved de sju opprinnelige områdene og T. Økland (1996) for øvrige granskogsområder.

2.1 TOV-områdenes beliggenhet og naturforhold

Dividalen

Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Øvre Dividal nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevatnet. Området består hovedsakelig av nordboreal skog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 og 1400 m oh. Berggrunnen i området veksler i rikhet, med sure bergarter (granitt) i de sørlige og østlige delene og rikere bergarter (glimmerskifer, leirskifer og amfibolitt) i de nordlige og vestlige delene. I de lavereliggende områdene domineres skogen av store furutrær. Tregrensa ligger omkring 600 m oh og dannes av bjørk. Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Brattbakk (1994).

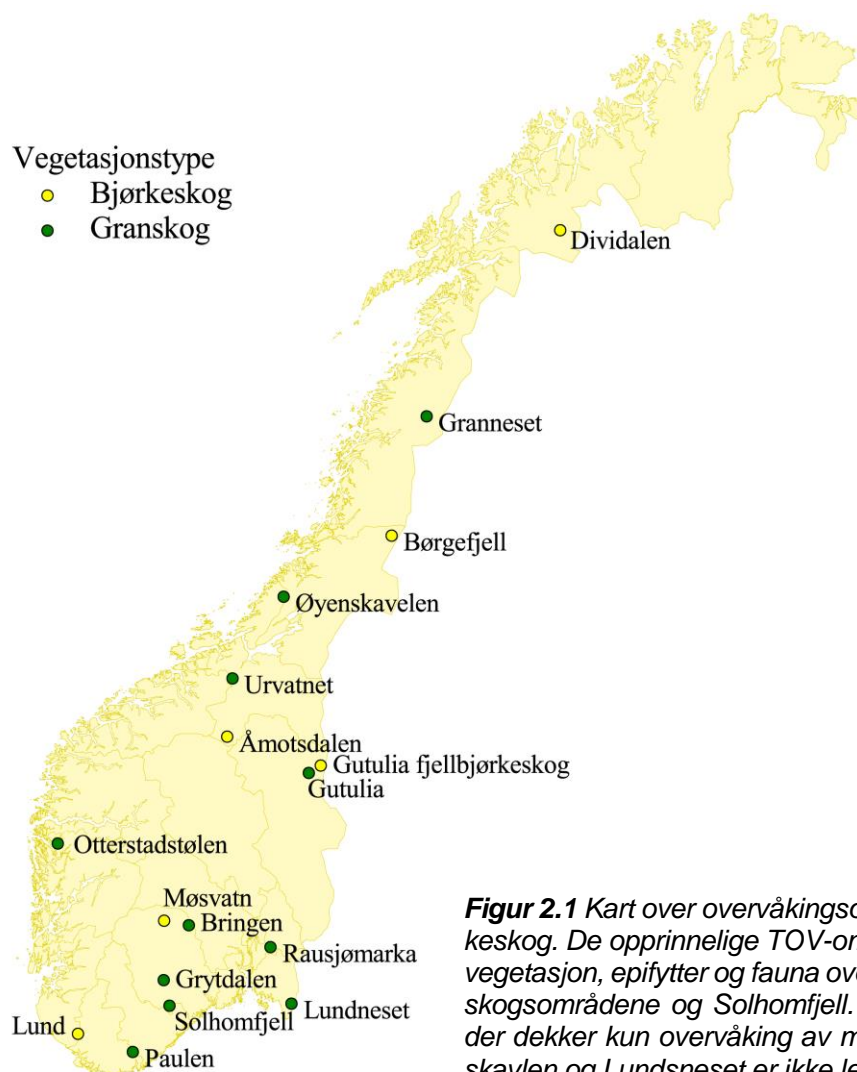
Tabell 2.1 Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene i bjørkeskog, samt Solhomfjell.

	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulua	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
Fylke	Rogaland	Aust-Agder	Telemark	Hedmark	S-Trøndelag	N-Trøndelag	Troms
Breddegrad	58°33'N	58°57'N	59°51'N	62°01'N	62°28'N	65°04'N	68°43'N
Lengdegrad	6°26'E	8°50'E	8°18'E	12°10'E	9°25'E	13°49'E	19°47'E
UTM-referanse	LK 50,92	ML 86-92, 33-36	MM 60,35	UJ 48-53, 80-87	NQ 21-23, 25-27	VN 44-45, 15	DB 50-51, 22
Vernestatus	NR, privat	NR	LVO, privat	NP	NP, LVO	NP	NP
Høyde over havet (m)	350-420	350-475	1000-1050	760-865	900-925	520-580	385-615
Klimasoner	MB, O2	SB, O2	NB, O1	NB, OC	NB, O1	NB, O1	NB, C1
Berggrunn	bandgneis	granitt, granittisk gneis	metarhyolitt, metamorf tuff	omdannet sandstein med feltspat	grov meta-arose, konglomerat	granitt, skifer	glimmerskifer, kvartskarbonat-skifer
Nedbør (mm/år)	2251	1124	816	725	912	1111	448
Middeltemp. °C januar	-1,4	-5,3	-8,3	-10,5	-8,0	-11,4	-10,5
Middeltemp. °C juli	11,9	14,4	8,0	8,6	8,1	9,5	9,7
Totalt svovelnedfall 1988-92	>1400	900-1000	400-500	300-400	<200	300-400	<200
Totalt svovelnedfall 1997-01	800-900	500-600	200-300	<200	<200	<200	<200
Totalt nitrogennedfall 1988-92	>2400	1200-1400	400-600	200-400	100-200	200-400	<100
Totalt nitrogennedfall 1997-01	1600-1800	1000-1200	400-600	200-400	100-200	200-400	100-200

Vernestatus: NR naturreservat, LVO landskapsvernområde, NP nasjonalpark

Klimasoner (etter Moen 1998): vegetasjonssone: MB mellomboreal, NB nordboreal, SB sørboreal; vegetasjonsseksjon: O1 svakt oseanisk, O2 klart oseanisk, OC overgangsseksjon, C1 svakt kontinentalt

Datagrunnlag: DN 1997 (tab.1) & T. Økland et al. 2001 (tab. 1); geografisk plassering er gitt for vegetasjonsflatene; UTM (WGS84): Dividalen i sone 34W, Børgefjell i sone 33W, Gutulua, i sone 33V, øvrige områder i sone 32V; vegetasjonssone og vegetasjonsseksjon er angitt for områdene på litt grovere skala; klima gjelder standard normaler for 1961-1990 beregnet ut fra geografisk plassering og høyde over havet; forurensningsdata fra Hole & Tørseth 2002, fig.4 (mg S/m²/år) og fig.5 (mg N/m²/år)



Figur 2.1 Kart over overvåkingsområdene i gran- og bjørkeskog. De opprinnelige TOV-områdene, der både markvegetasjon, epifytter og fauna overvåkes, omfatter bjørkeskogsområdene og Solhomfjell. Øvrige granskogsområder dekker kun overvåking av markvegetasjonen. Øyenskavlen og Lundsneset er ikke lenger aktive.

Børgefjell

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Viermadalen innenfor Børgefjell nasjonalpark, Rørvik kommune i Nord-Trøndelag (65°04'N, 13°49'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1925 II, Børgefjell. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 450 til 1000 m oh. Heiområdene domineres av fattig myr, fukthei og blåbærhei, men de vestlige områdene har også innslag av rikere heityper. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike skogstyper (Holten et al. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med granskog. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Åmotsdalen

Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Åmotsdalen (Dovrefjell) i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag (62°28'N, 9°25'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1519 IV, Snøhetta. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 650 til 1200 m oh. På grunn av heterogen og flekkvis rik berggrunn og variert topografi har området høy vegetasjonsdiversitet. Heivegetasjonen domineres imidlertid av fattige typer. Vierkratt og bjørkeskog har derimot større innslag av rike typer (Holten et al. 1990). Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

Gutulia

Overvåkingsområdet ligger øst for den sørlige delen av Femunden i Engerdal kommune, Hedmark (62°01'N, 12°10'Ø), og er knyttet til Gutulia nasjonalpark. Området dekkes av kartblad M711 1719 II, Elgå. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 600 til 1000 m oh. Skoggrensa ligger mellom 800 og 900 m oh. Berggrunnen består hovedsakelig av sparagmitt, og relativt fattige vegetasjonstyper dominerer. Her finnes imidlertid også innslag av noe rikere vegetasjonstyper. Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Often (1994).

Møsvatn

Overvåkingsområdet ligger ved den sørøstlige delen av Møsvatn-Austfjell i Tinn kommune, Telemark (59°51'N, 8°18'Ø), og er knyttet til landskapsvernområdet som ligger her. Området dekkes av kartblad M711 1514 I, Frøystaul. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 950 til 1200 m oh. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike vegetasjonstyper. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk (1993).

Solhomfjell

Overvåkingsområdet ligger i Gjerstad kommune (sørøstlig del), Aust-Agder, og i Nissedal kommune (nordvestlig del), Telemark (58°57'N, 8°50'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1612 I, Gjerstad og 1612 IV, Vegår. Området består hovedsakelig av hei og skog og ligger fra ca 300 til 650 m oh. Hei-habitatene domineres av fjell i dagen, røsslynghei og fattig fastmattemyr. Skogen er variert, men domineres av fattig, glissen furuskog (Holten et al. 1990). Området ligger i hovedsak i sørboreal og mellomboreal vegetasjonssone. Området er vernet som skogreservat og er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Lund

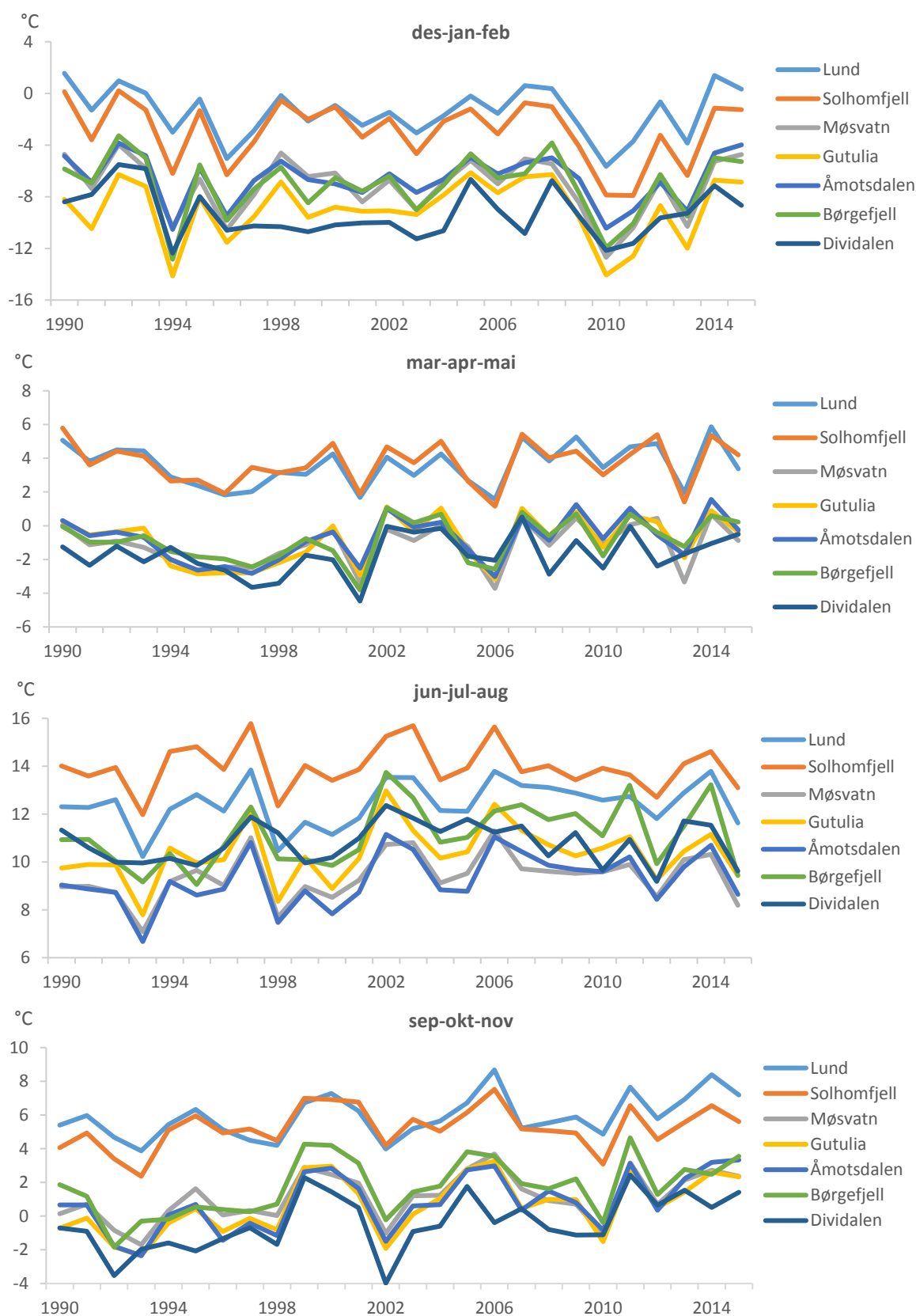
Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjørmo tjørnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørsdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra termofile skogtyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng og er over store områder under rask tilgroing med bjørk. Mesteparten av myrene er små og av fattig type (Holten et al. 1990). Området ligger i høydenivået 100-700 m oh, preget av åslandskap, i hovedsak i mellomboreal vegetasjonssone. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

Øvrige granskogsområder som er aktuelle i denne rapporten, er nærmere beskrevet i kapittel 4.1.

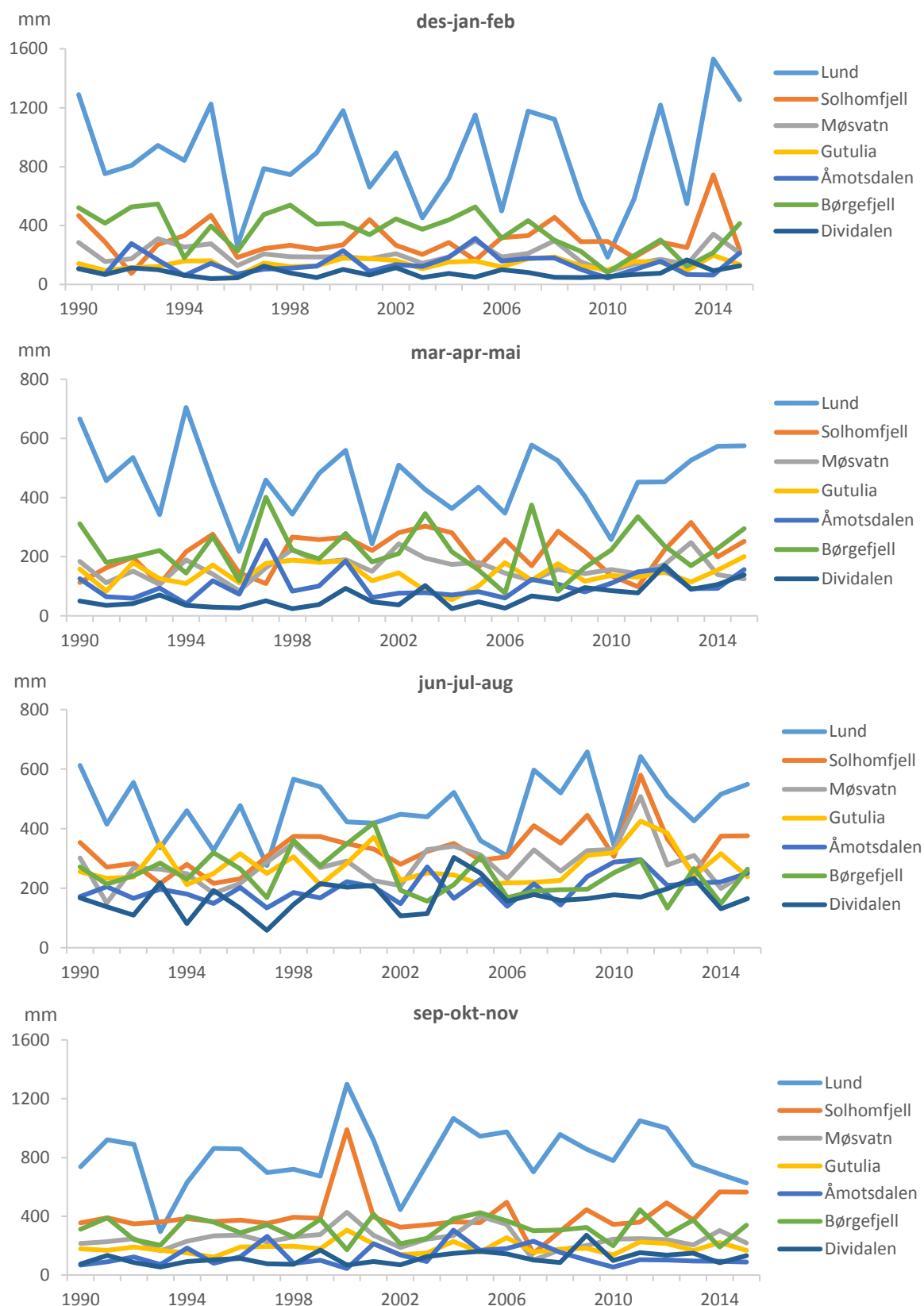
2.2 Klimautviklingen i TOV-områdene

Variasjonen i klimaet for områdene gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.2-2.6** og **tabell 2.2**. Klimadataene er basert på interpolerte data fra Meteorologisk institutt for døgnmiddeltemperatur og døgnnedbør for mest sentrale km² for hvert TOV-område, omregnet til middeltemperatur og nedbør pr kvartal. Hovedmønsteret er:

- Middeltemperaturen om vinteren lå vesentlig under snittet for overvåkingsperioden for flere av områdene i årene 1994, 1996, 2010, 2011 og 2013, mens den lå over snittet i 1990, 1992, og 2014 (**figur 2.2**). Det var ingen signifikant trend i temperaturutviklingen i TOV-perioden for noen av områdene.
- Middeltemperaturen om våren lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1995-1997, 2001, 2006 og 2013 (i sør), mens den lå over snittet i 2002 (i nord), 2007, 2009, 2011 (i nord) og 2014 (**figur 2.2**). Det var tendens til økt middeltemperatur i TOV-perioden for alle områder unntatt Solhomfjell, men tendensen var ikke signifikant for noen områder.
- Middeltemperaturen om sommeren lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1993, 1998 og dels i 2000 og 2015, mens den lå over snittet i 1997, 2002, 2003, 2006 og 2014 (**figur 2.2**). Det var tendens til økning i middeltemperaturen i TOV-perioden for flere av områdene, men økningen var bare signifikant for Åmotsdalen og Børgefjell.



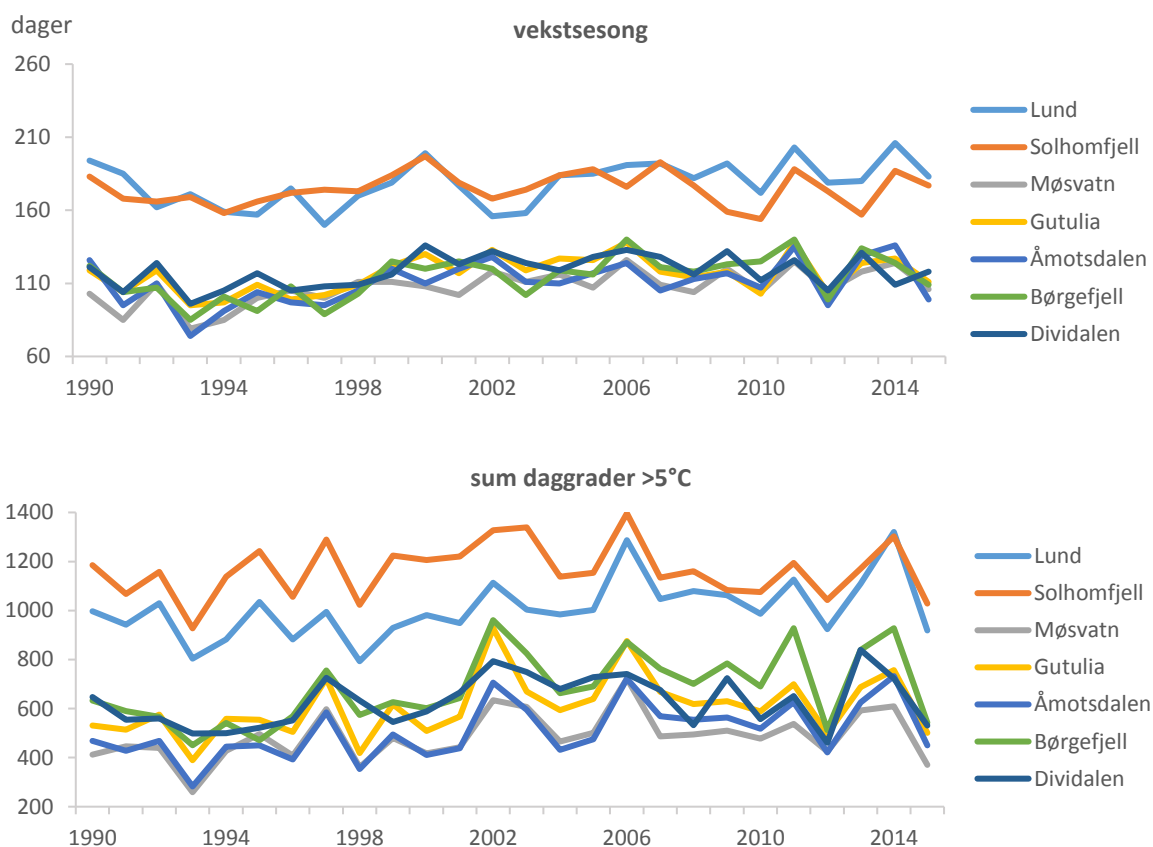
Figur 2.2 Klimaet for TOV-områdene illustrert ved månedsmiddeltemperaturer (°C) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Det norske meteorologiske institutt, tilrettelagt av Stefan Blumentrath, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2015.



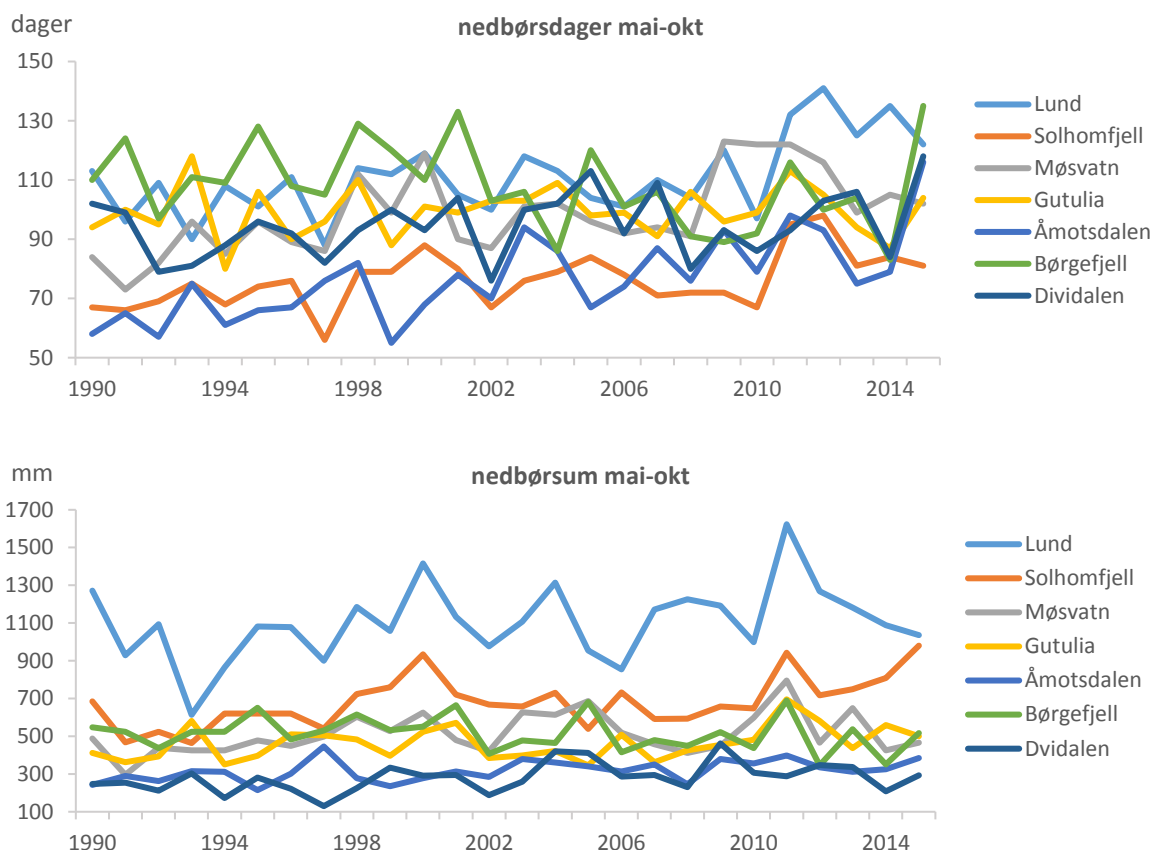
Figur 2.3 Klimaet for TOV-områdene illustrert ved nedbørsmengde (mm) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Det norske meteorologiske institutt, tilrettelagt av Stefan Blumen-trath, NINA). Dataene er gitt som nedbørssummer pr kvartal (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2015.

Tabell 2.2 Klimatrender pr kvartal for overvåkingsområdene i bjørkeskog og i Solhomfjell gjennom overvåkingsperioden 1990-2015. Trendene er angitt som Pearsons korrelasjonskoeffisient mellom år og klimavariablene, med fortegn for negativ eller positiv utvikling for henholdsvis gjennomsnittlig middeltemperatur og nedbør pr kvartal. Dataene er interpolerte klimadata fra Meteorologisk institutt (jf figur 2.2-2.3). Statistisk signifikante korrelasjonsverdier ($p < 0,05$) er uthevet. Kvartalene omfatter: Vinter des-jan-feb, Vår mar-apr-mai, Sommer jun-jul-aug, Høst sep-okt-nov.

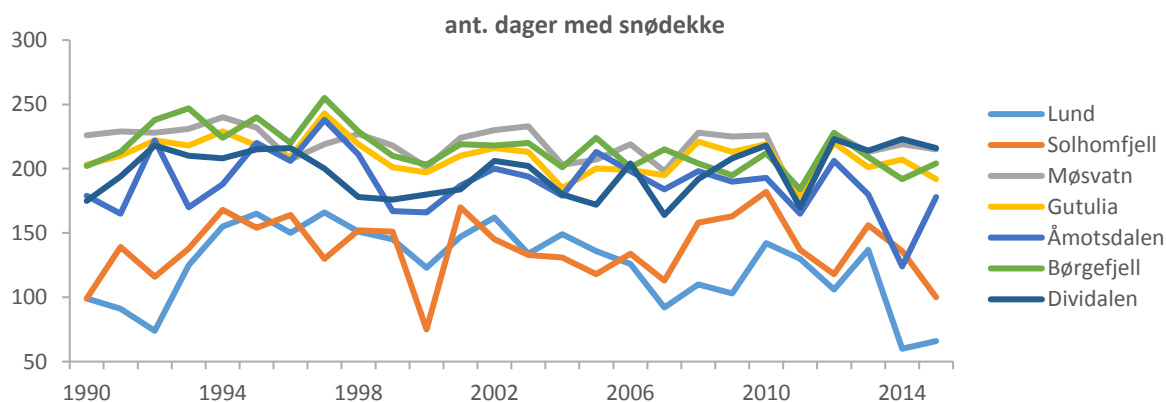
	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
Middeltemperatur							
Vinter	-0,12	-0,25	-0,16	0,00	-0,07	-0,07	-0,16
Vår	0,16	0,07	0,24	0,29	0,33	0,32	0,28
Sommer	0,29	-0,03	0,29	0,26	0,39	0,39	0,07
Høst	0,49	0,31	0,47	0,53	0,54	0,48	0,52
Nedbør							
Vinter	0,04	0,14	-0,15	0,23	-0,00	-0,54	0,11
Vår	-0,02	0,26	0,09	0,02	0,17	0,01	0,65
Sommer	0,21	0,49	0,33	0,22	0,49	-0,29	0,25
Høst	0,15	0,13	-0,01	0,13	0,01	0,01	0,40



Figur 2.4 Utvikling i lengde på vekstsesongen (definert som antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snødekke) og temperatursum (sum av antall grader $>5^{\circ}\text{C}$ gjennom sesongen) i TOV-områdene. Det er signifikant økning i vekstsesongens lengde for Lund, Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell (nær signifikant for Gutulia og Dividalen), samt for temperatursummen for Lund, Åmotsdalen og Børgefjell (nær signifikant for Møsvatn, Gutulia og Dividalen).



Figur 2.5 Utvikling i antall nedbørsdager (dager med $>0,1$ mm nedbør) og sum nedbør i perioden mai-oktober. Det er signifikant økning i antall nedbørsdager for Lund, Solhomfjell, Møsvatn og Åmotsdalen (tendens til økning for Dividalen, men nedgang for Børgefjell), samt i nedbørsum for Solhomfjell og Åmotsdalen (nær signifikant økning for øvrige områder, unntatt Børgefjell med nedgang).



Figur 2.6 Utvikling i antall dager med snødekke basert på dager med angitt snødyp >0 mm. For fire siste måneder i 2015 er snødekke anslått fra døgnmiddeltemperatur og nedbør, i det data mangler for snødyp. Det er tendens til redusert antall dager med snødekke for flere områder (kun signifikant for Børgefjell), men ikke for Solhomfjell eller Dividalen.

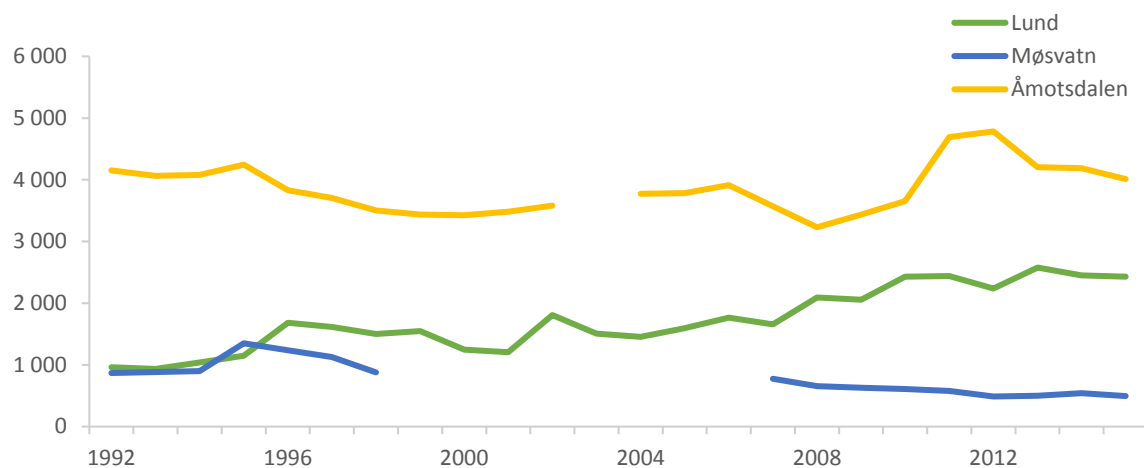
- Middeltemperaturen om høsten lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1992, 1993, 2002 og 2010, mens den lå over snittet i 1999, 2000, 2005, 2006, 2011, 2014 og 2015 (figur 2.2). Det var tydelig økning i middeltemperaturen i TOV-perioden for alle områder, men økningen var ikke signifikant for Solhomfjell.

- Vekstsesongens lengde (beregnet som antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snødekke) viste signifikant eller nær signifikant økning i TOV-perioden for alle områder unntatt Solhomfjell (**figur 2.4**).
- Temperatursummen (beregnet som summen av daggrader $>5^{\circ}\text{C}$) viste signifikant eller nær signifikant økning for alle områder unntatt Solhomfjell (**figur 2.4**).
- Nedbøren pr kvartal viste betydelig variasjon mellom områdene og få år med sammenfallende mønstre (**figur 2.3**). Det var forholdsvis lite nedbør om vinteren i flere av områdene i årene 1996, 2010 og dels i 2013, mens det var forholdsvis mye nedbør om vinteren i årene dels i 1990, i 2005 og 2014 (i sør). Det var signifikant nedgang i vinternebbøren i TOV-perioden for Børgefjell, men ellers ingen klare trender.
- Om våren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder i 1996, mens flere av områdene hadde nokså mye nedbør i 2015. Det var signifikant økning i vårnebbøren i TOV-perioden for Dividalen, men ellers ingen klare trender.
- Om sommeren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder og år på midten av 1990-tallet og i 2006, mens det var forholdsvis mye nedbør i 2011. Det var signifikant økning i sommernebbøren i TOV-perioden for Solhomfjell og Åmotsdalen og ellers tendens til økning for øvrige områder unntatt Børgefjell som viste nedgang.
- Om høsten var det forholdsvis lite nedbør i flere av områdene i 1993 og 2000 (i nord), mens det var nokså mye nedbør i 2000 (i sør) og 2004–2006. Det var signifikant økning i høstnebbøren for Dividalen, men ellers ingen klare trender.
- Nedbørsummen for vekstsesongen (mai-oktober) viste tendens til økning for de fleste områdene (signifikant for Solhomfjell og Åmotsdalen), mens det var tendens til nedgang for Børgefjell (**figur 2.5**).
- Antall nedbørsdager i mai-oktober viste signifikant økning for flere av områdene (kun tendens for Dividalen), men med tendens til nedgang for Børgefjell og ingen klar tendens for Gutulia (**figur 2.5**).
- Det var ingen konsistente endringer i gjennomsnittlig snødyp pr kvartal, bortsett fra signifikant nedgang for Børgefjell vinter og vår og økning for Dividalen vinter (tendens) og vår (signifikant).
- Antall dager med snødekke var redusert for alle områder (signifikant for Børgefjell), unntatt for Solhomfjell og Dividalen (**figur 2.6**).

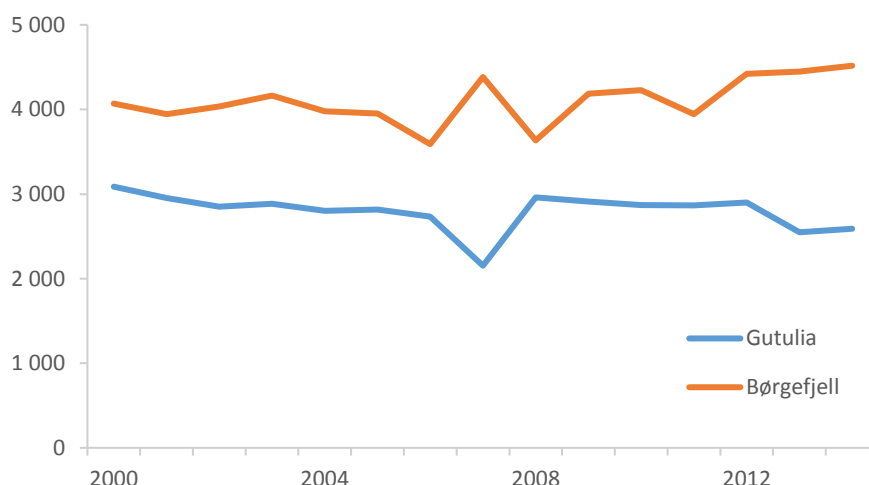
2.3 Beiteaktivitet i TOV-områdene

TOV-områdene er i utgangspunktet lagt slik at direkte arealpåvirkning og inngrep ikke skal finne sted. Imidlertid er de fleste områdene preget av tidligere og pågående utmarksbruk, spesielt husdyrbeite og setring eller reindrift. Vi har ikke presise data for påvirkningen av slik utmarksbruk på vegetasjonen i de enkelte TOV-områdene, verken tilbake i tid eller i dag. Dels er det vanskelig å skaffe relevante data for mengde husdyr og tamrein i de ulike områdene over tid. Dessuten vil den faktiske påvirkningen fra beitedyra følge deres lokale utnyttelse av de ulike beiteressursene i landskapet. Uten detaljerte studier av beitedyras forekomst og beiteaktivitet i TOV-områdene kan vi bare gi et grovt bilde av den generelle beiteaktiviteten i og omkring TOV-områdene.

Husdyrbeite, i hovedsak av sau, men i de senere årene også dels av storfe, foregår i overvåkingsområdene i Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, mens tamrein bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. Det er ikke organisert beitebruk i Solhomfjell. **Figur 2.7** viser utviklingen i husdyrbeite for beitelagene som omfatter henholdsvis Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, mens **figur 2.8** viser reintallene for reinbeitedistriktene rundt Gutulia og Børgefjell. I Dividalen har svenske reineiere sommerbeite, og vi har ikke funnet relevante tall for reinbestanden her. Figurene viser bruttotallene, uten å regne disse om til beitedyr eller rein pr arealenhet, siden poenget her er å vise utviklingen over tid og ikke en sammenligning av beitepress i de ulike områdene.



Figur 2.7 Husdyr på beite rundt TOV-områdene. Tallene viser antall sau og lam, samt antall storfe omregnet til saueekvivalenter (ut fra gjennomsnittlig krav til fôropptak i utmark) i Lund og Åmotsdalen. Tallene gjelder for områdene til de relevante beitelagene: Lund nordre sankelag, Vestfjorddalen sankelag (Møsvatn), Soløyfjellet beitelag (Åmotsdalen). (Data fra NIBIO: Kilden).



Figur 2.8 Reintall for reinbeiteområdene Elgå (Gutulia) og Østre Namdal (Børgefjell). Tallene er hentet fra www.reinportalen.no.

Beiteaktiviteten rundt Åmotsdalen synes totalt å ha vært nokså stabil gjennom TOV-perioden (**figur 2.6**), men med en svak nedgang for sauebeite og økt storfebeite fra ca 2010. Rundt Lund har det vært en jevn oppgang i beiteaktiviteten, i hovedsak på grunn av økt storfebeite utover på 2000-tallet. Derimot har det vært noe nedgang rundt Møsvatn (der det ikke er storfebeite); her mangler vi data for åtte år i midten av perioden.

Ut fra reintallene som er oppgitt for de aktuelle reinbeitedistriktene, synes det ikke å være noen vesentlig endring i beiteaktiviteten fra tamrein i TOV-områdene Gutulia og Børgefjell siden 2000 (**figur 2.8**).

3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell

Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen, Anders Often, Odd Egil Stabbetorp og Heidi Myklebost

Markvegetasjonen utgjør et viktig fundament for andre komponenter i terrestriske økosystemer som utgangspunkt for næringskjeder og som viktig del av artenes habitat. Et bredt spekter av plantearter med ulike økologiske tilpasninger gjør det også sannsynlig at noen av artene i markvegetasjonen vil respondere på forskjellige naturlige eller menneskeskapte påvirkninger. Markvegetasjonen utgjør derfor en essensiell komponent i overvåkingsprogrammet TOV. Hvert overvåkingsområde omfatter 10 felter med 5 analyseruter (prøveflater) à 1x1m i hvert felt, totalt 50 analyseruter i hvert område.

Overvåkingsfeltene for vegetasjon i Børgefjell ble etablert i 1990 (Brattbakk et al. 1991), revidert til dagens metodikk i 1995 (Eilertsen & Stabbetorp 1997) og senere reanalysert i 2000 (Bakkestuen et al. 2001), i 2005 (Bakkestuen et al. 2006) og i 2010 (Bakkestuen et al. 2011). Her rapporteres endringsmønstre for arter og vegetasjon fra 1995 til 2015, med særlig vekt på endringer funnet ved reanalysene i 2015.

3.1 Metoder

Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIJOS (nå Norsk institutt for skog og landskap) og Universitetet i Oslo (jf T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001, 2004a,b). En metodemanual som bl.a. dekker angrepsmåter og metoder for vegetasjonsundersøkelsene i TOV er vist i Lawesson et al. (2000). En fullstendig beskrivelse av metodikk og resultater fra førstegangsanalysene er sammenstilt for alle TOV-felter i Bakkestuen et al. (2009). Feltarbeid ble utført fra 3.–7. august etter samme metodikk som tidligere år.

Vegetasjonsanalyser

De vegetasjonsøkologiske analysene omfatter studier av arters forekomst i lokale økologiske gradienter basert på registrering av artenes tilstedeværelse eller fravær i 16 småruter à 625 cm² i hver av 50 prøveflater à 1 m² med begrenset tilfeldig utlegging i de viktigste økologiske gradienter i området. I tillegg til slike frekvensdata for artenes forekomst i småruter registreres også artenes dekningsgrad i prosent for hver prøveflate. Dessuten registreres ulike økologiske parametere knyttet til terreng og tresjikt.

Databehandling

Strukturen i artenes forekomst i prøveflater studeres ved hjelp av multivariate, numeriske metoder, hovedsakelig Detrended Correspondence Analysis-DCA (Hill 1979, Hill & Gauch 1980) og andre statistiske analyser. For de 50 prøveflatene som er undersøkt i 1995, 2000, 2005 og 2010, er det kjørt en DCA-ordinasjon der prøveflatene fra hvert år er behandlet som separate enheter. Anslag for artenes dekningsgrad i prosent medfører større grad av subjektivitet. Derfor har vi lagt mest vekt på analysene av datasettet basert på artenes forekomst i småruter (frekvensdata). For metoder for testing av endringer i artsantall i prøveflatene, endringer i arters mengde og endringer i artssammensetning vises til R.H. Økland & Nordbakken (2004).

Endringen i artssammensetning er også analysert ved hjelp av indikatorverdier for de enkelte artene. Vi har benyttet Ellenbergs faktortall for europeiske arter (Ellenberg et al. 1992) modifisert for britisk flora (Hill et al. 1999) og Dahls estimer for klimabegrensende faktorer for nordeuropeiske arter (Dahl 1998). Ellenbergs faktortall er basert på plantesosiologiske studier i Europa og Storbritannia, og de må benyttes med forsiktighet for norske forhold. Dahls verdier er bare angitt for en del av karplantene. Faktortallene beskriver den enkelte arts preferanser med hensyn

til viktige økologiske variabler. Rent numerisk framkommer endringene enten som et resultat av at arter i den ene enden av variasjonsbredden i verdier går fram, at arter i den andre enden av variasjonsbredden går tilbake, eller en kombinasjon av disse.

Vi har benyttet Ellenberg-verdiene for fuktighet, baserikhet, næring (nitrogen) og temperatur. Dahls verdier er basert på sammenhengen mellom geografisk artsutbredelse og viktige klimaparametere knyttet til temperatur, og verdier er kun angitt der klimaparameterne synes å være begrensende for artens utbredelsesområde. Vi har bare benyttet tallene for Dahls respirasjons-sum (Dahls r), som er et mål for artens varmekrav gjennom vekstsesongen. Prøveflateverdiene basert på Ellenbergs og Dahls indikatorverdier ble beregnet som gjennomsnittet av de artene som har angitte verdier og som forekommer i prøveflata, veid med artenes dekningsgrad (Diekmann 2005). For å nedtone dominante arter, ble prosentdekningen transformert til Hult-Sernanders dekningskala (Du Rietz 1921) før beregning.

Hvorvidt endringer mellom analyseårene er statistisk signifikante, ble testet ved tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for parete datasett ("paired samples"). Nullhypotesen i denne testen er parameterens verdi ikke er endret. Wilcoxon-testene er utført i SPSS.

Nomenklatur

Navn på arter følger Lid & Lid (2005) for karplanter og Frisvoll et al. (1995) for bladmoser og levermoser. Vitenskapelige navn på lav følger Santesson et al. (2004). Norske navn på blad- og busklav følger Krog et al. (1994).

3.2 Endringer i perioden 1995-2015

Detaljert informasjon om plasseringen til de vegetasjonsøkologiske feltene og prøveflatene i Børgefjell er gitt i Eilertsen & Stabbetorp (1997). Fem av de opprinnelig 10 feltene i fattig blåbær-bjørkeskog (se Brattbakk et al. 1991) ble beholdt ved revidering til dagens metodikk i 1995. Disse opprinnelige feltene ligger nokså tett samlet oppe på en åsrygg ca 500 m nord for Virmaneset (Bakkestuen et al. 2010). De resterende feltene ble lagt ut i en høyde- og en frodighetsgradient opp mot Lotterfjell ca 700 m øst for de opprinnelige feltene. For nærmere beskrivelser av feltene se Eilertsen & Stabbetorp (1997).

Det ble i 2015 registrert en del inngrep i overvåkingsområdet som hogst og barmarkskjøring. Området er også noe påvirket av beitepress fra reinsdyr. Generelt ble det observert en fortetting av feltsjiktet med lyng og et noe redusert bunnsjikt med tilbakegang og mindre dekning av moser. Fortetting av feltsjiktet kan tyde på redusert beitetrykk. Redusert bunnsjikt kan både skyldes fortetting av feltsjiktet, mye strø, men også en svært tørr analyseperiode (se nedenfor) der mossene nærmest krympet i størrelse. Det er særlig fortetting av tresjiktet på Vierma-fjellsiden, se figur 3.1).



Figur 3.1 Bilde-rekonstruksjon av ruteanalyser i samme felt med ti års mellomrom. Legg merke til at kronetettheten i bjørkeskogen har økt.

Data fra nærliggende meteorologiske stasjoner viser at den gjennomsnittlige nedbøren i vekstsesongen juni til august har variert noe fra år til år i analyseperioden, men med betraktelig mer nedbør enn normalen i perioden mellom 1961 til 1990. Gjennomsnittstemperaturen for juni-august de siste fem årene var noe høyere enn for de foregående periodene 1995-2000. Det har således skjedd en svak temperaturøkning i vekstsesongen, sammenlignet med normalen fra 1961-90.

Den totale nitrogenavsetningen i Børgefjell har årlig lenge ligget på 290-380 mg N/m² (Aas et al. 2002, 2008). Verdiene ligger under de nye tålegrensene for boreale skoger som er på ca 600 mg N/m²/år, etter undersøkelser fra boreale skoger i Sverige (Nordin et al. 2005).

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

I de 50 reanalyserte rutene ble det i 2015 registrert totalt 80 arter: 41 karplantearter, 18 bladmoserarter, 10 levermoser og 11 lavarter (**tabell 3.1**). Artsantallet har variert i hele 20-årsperioden fra totalt 80 i 1995 til nå også 80, men med noen svingninger. Det er antall lavarter som har hatt størst reduksjon i perioden, mens de andre artsgruppene har vært nokså stabile i artsantall.

Tabell 3.1 Antall arter av ulike artsgrupper observert i prøveflatene i overvåkingsområdet Børgefjell i hvert av analyseårene og totalt registrerte arter.

Artsgruppe	Antall arter					Totalt
	1995	2000	2005	2010	2015	
Karplanter	40	41	43	41	41	46
Bladmoser	18	16	14	14	18	26
Levermoser	7	7	12	9	10	15
Lav	15	18	12	12	11	20
Totalt	80	82	81	76	80	107

Endring i forekomst av arter og plantegrupper

Signifikant framgang eller tilbakegang hos arter, målt ved endring i henholdsvis artenes frekvens i småruter og prosent dekning, er vist i **tabellene 3.2 og 3.3**. I perioden 2010-2015 ble det kun funnet signifikant ($p < 0,05$) reduksjon i smårute frekvens hos en karplante (gullris) og tre mosearter, mens kun én karplanteart, skogstjerne viste framgang i samme periode. Karplantene fugletelg, småmarimjelle (ettårig), gullris og skogstjerne har hatt en vedvarende tilbakegang det meste av overvåkingsperioden fra starten i 1995. Turt og stormarimjelle (ettårig) viser begge en tilbakegang mellom 1995 og 2015. I hele perioden 1995-2015 har også grasartene fjellgulaks og hårfrytle gått signifikant tilbake. Blokkebær har hatt en vedvarende økning siden 1995, mens tyttebær også har gått fram for perioden 1995-2015 sett under ett. I tillegg har bjørk i feltsjiktet gått tilbake i frekvens den siste 5-årsperioden. Blant mosene har sprikelundmose, lilundmose, ribbesigd, gåsefotskjeggmose og buttfluk vist signifikant tilbakegang.

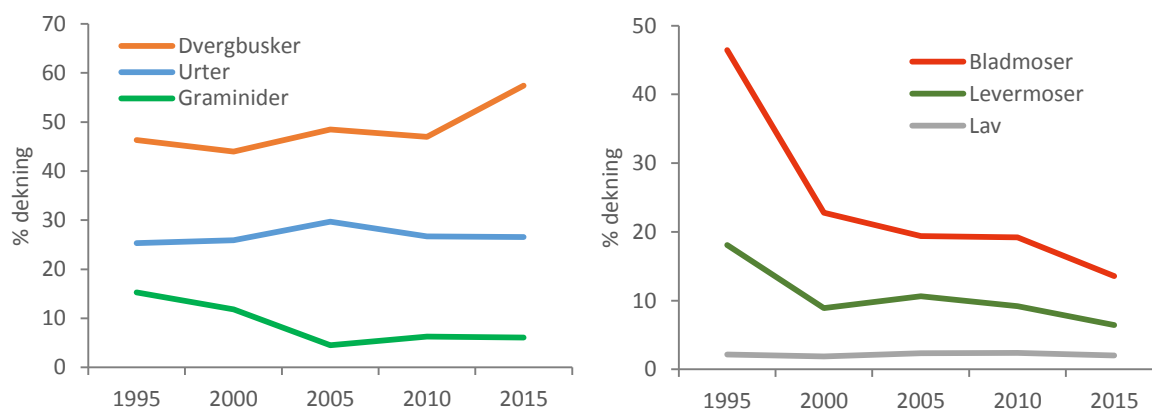
Flere arter viser signifikant sterk reduksjon i hele perioden (**tabellene 3.2 og 3.3**). Dette gjelder blant annet karplanter som fugletelg, gullris og skogstjerne. Sistnevnte har dog vist framgang de siste fem årene. Når det gjelder moser og lav, har flere også hatt tilbakegang i hele overvåkingsperioden, men det er gåsefotskjeggmose og buttfluk som har hatt den største tilbakegangen i den siste 5-årsperioden.

Prosentdataene viser i tillegg noen andre trender enn smårute frekvensdataene (jf **tabell 3.3**). Mest interessant er den store reduksjonen i hele perioden i dekningen av smyle og store moser som ribbesigd og furumose, noe som ikke fanges opp av smårutemetodikken. Ellers viser også prosentdataene at det er størst dynamikk (fleest signifikante endringer) blant karplantene i forhold til moser og lav (minst dynamikk).

Tabell 3.2 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante ($p < 0,05$) endringer i frekvens av arter i småruter i siste 5-årsperiode 2010-2015 eller for hele overvåkingsperioden 1995-2015 i Børgefjell. n+ angir antall prøveflater der arten økte og n- antall prøveflater der arten avtok i mengde, p sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet).

Art/artsgruppe	1995-2015			2010-2015		
	n-	n+	p	n-	n+	p
Bjørk – <i>Betula pubescens</i>	17	1	0,0004	5	1	0,2436
Blokkebær (Skinntryte) – <i>Vaccinium uliginosum</i>	2	11	0,0102	7	6	0,7772
Tyttebær – <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	3	13	0,0034	4	4	0,5730
Turt – <i>Cicerbita alpina</i>	7	1	0,0296	2	3	0,8907
Fugleteig – <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	25	1	0,0000	11	14	0,6855
Stri kråkefot – <i>Lycopodium annotinum</i>	8	1	0,0107	6	2	0,0909
Stormarimjelle – <i>Melampyrum pratense</i>	32	10	0,0031	14	23	0,1441
Småmarimjelle – <i>Melampyrum sylvaticum</i>	27	2	0,0000	4	7	0,6560
Gullris – <i>Solidago virgaurea</i>	34	2	0,0000	20	10	0,0096
Skogstjerne – <i>Trientalis europaea</i>	24	5	0,0004	6	18	0,0090
Fjellgulaks – <i>Anthoxanthum nipponicum</i>	7	1	0,0298	3	5	0,9438
Hårfrytle – <i>Luzula pilosa</i>	14	3	0,0020	5	11	0,1295
Sprikelundmose – <i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	36	2	0,0000	17	13	0,7007
Lilundmose – <i>Brachythecium salebrosum</i>	18	6	0,0041	2	4	0,3173
Jamnemose – <i>Plagiothecium sp.</i>	9	2	0,0125	1	4	0,4982
Ribbesigd – <i>Dicranum scoparium</i>	28	10	0,0010	27	6	0,0000
Brembinnemose – <i>Polytrichastrum longisetum</i>	3	4	0,7995	6	1	0,0411
Gåsefotskjeggmose – <i>Barbilophozia lycopodioides</i>	24	2	0,0001	22	6	0,0027
Buttflik – <i>Lophozia obtusa</i>	30	9	0,0001	21	9	0,0055
Grokorn-/Skogflik – <i>Lophozia ventricosa</i> coll.	23	8	0,0009	12	3	0,0058
Blomsterlav – <i>Cladonia bellidiflora</i>	6	0	0,0260	4	0	0,0588
Bleikbeger – <i>Cladonia carneola</i>	3	14	0,0218	13	6	0,1545
Snøsyl – <i>Cladonia ecmocyna</i>	7	0	0,0176	3	0	0,1025
Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger – <i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	4	16	0,0062	11	11	0,9349

Figur 3.2 viser endringer i dekning av ulike plantegrupper. Dekningen av dvergbusker (lyngarter) har økt, særlig i siste periode fra 2010-2015. Totaldekningen av urter ser ut til å ha vært relativt konstant, selv om **tabell 3.3** viser en signifikant tilbakegang for mange urter. I tillegg går også skogstorkenebb, småtveblad, kranskonvall, tepperot og matsyre tilbake, om enn ikke signifikant, da de er for lavfrekvente til å regnes med i de statistiske analysene. Årsaken til at dette ikke vises i totaldekningen av urter, er en sterk framvekst av skrubber, en urt som har et tett blad-dekke og nærmest oppfører seg som en dvergbusk. I bunnsjiktet har dekningen av bladmoser og levermoser også gått tilbake, mens dekningen av lav har vært relativt liten og konstant i hele overvåkingsperioden.



Figur 3.2 Endring i dekning av ulike plantegrupper i Børgefjell 1995-2015.

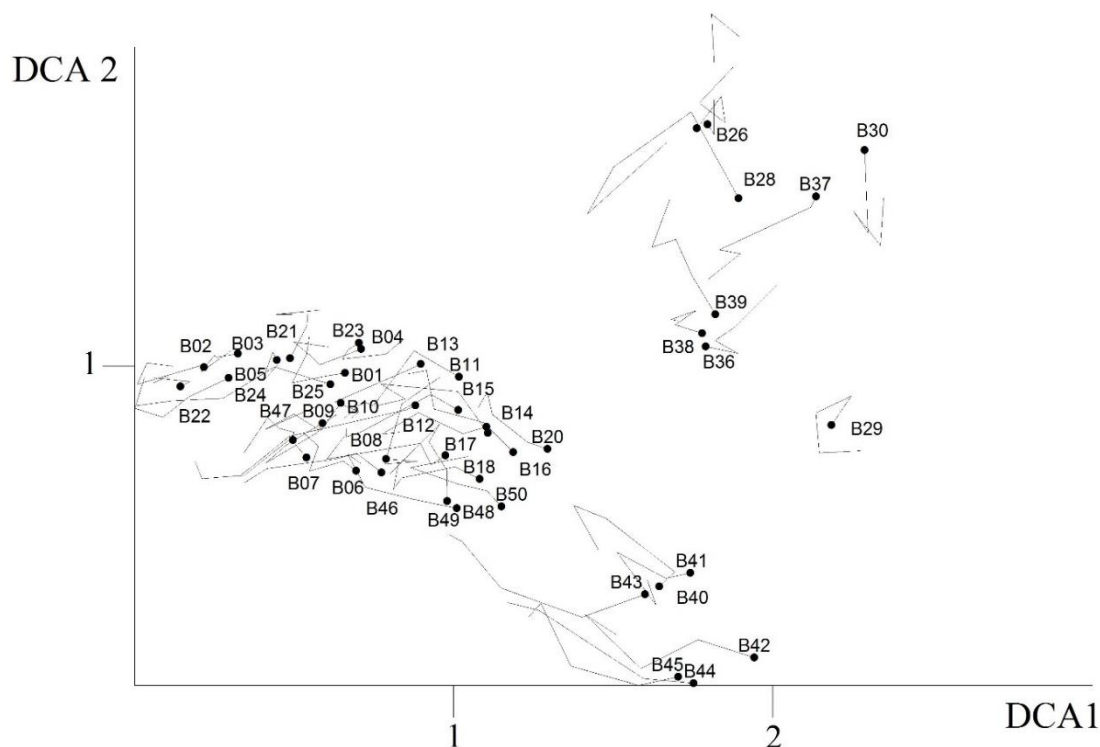
Tabell 3.3 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante endringer ($p < 0,05$) i prosent dekning i løpet av siste 5-årsperiode 2010-2015 eller i overvåkingsperioden 1995-2015 i Børgefjell. n+ angir antall prøveflater der arten økte og n- antall prøveflater der arten avtok i mengde, p angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet).

Art/artsgruppe	1995-2015			2010-2015		
	n-	n+	p	n-	n+	p
Bjørk – <i>Betula pubescens</i>	13	2	0,0103	4	2	0,2932
Krekling – <i>Empetrum nigrum</i>	9	25	0,0065	7	20	0,0097
Blåbær – <i>Vaccinium myrtillus</i>	20	24	0,1488	8	36	0,0000
Tyttebær – <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	5	17	0,0113	13	9	0,0957
Skrubbær – <i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	11	28	0,0003	19	18	0,9577
Turt – <i>Cicerbita alpina</i>	6	1	0,0396	2	1	0,5637
Fugletelg – <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	17	5	0,0096	9	10	0,8864
Småmarimjelle – <i>Melampyrum sylvaticum</i>	19	2	0,0003	3	4	0,5271
Stri kråkefot – <i>Lycopodium annotinum</i>	7	1	0,0310	4	0	0,0455
Gullris – <i>Solidago virgaurea</i>	23	7	0,0058	16	7	0,0657
Skogstjerne – <i>Trientalis europaea</i>	17	6	0,0724	3	10	0,0455
Fjellgulaks – <i>Anthoxanthum nipponicum</i>	7	1	0,0159	2	2	0,4576
Smyle – <i>Avenella flexuosa</i>	33	5	0,0000	15	15	0,9004
Hårfrytle – <i>Luzula pilosa</i>	12	3	0,0071	4	4	0,7630
Sprikelundmose – <i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	31	1	0,0000	9	2	0,0259
Lilundmose – <i>Brachythecium salebrosum</i>	15	3	0,0046	2	2	1,0000
Bergsigd – <i>Dicranum fuscescens</i>	10	1	0,0081	1	0	0,3173
Ribbesigd – <i>Dicranum scoparium</i>	31	6	0,0001	16	11	0,9804
Furumose – <i>Pleurozium schreberi</i>	29	6	0,0000	28	2	0,0000
Gåsefotskjeggmose – <i>Barbilophozia lycopodioides</i>	36	5	0,0000	22	8	0,0865
Grokorn-/Skogflik – <i>Lophozia ventricosa</i> coll.	20	6	0,0060	5	3	0,4795
Blomsterlav – <i>Cladonia bellidiflora</i>	5	0	0,0253	4	0	0,0588
Lys reinlav – <i>Cladonia arbuscula</i> ssp. <i>arbuscula</i>	6	1	0,0532	7	0	0,0082
Bleikbeger – <i>Cladonia carneola</i>	3	11	0,0325	6	5	0,5930
Gaffellav – <i>Cladonia furcata</i>	11	3	0,0290	4	4	1,0000
Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger – <i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	2	13	0,0045	6	6	1,0000

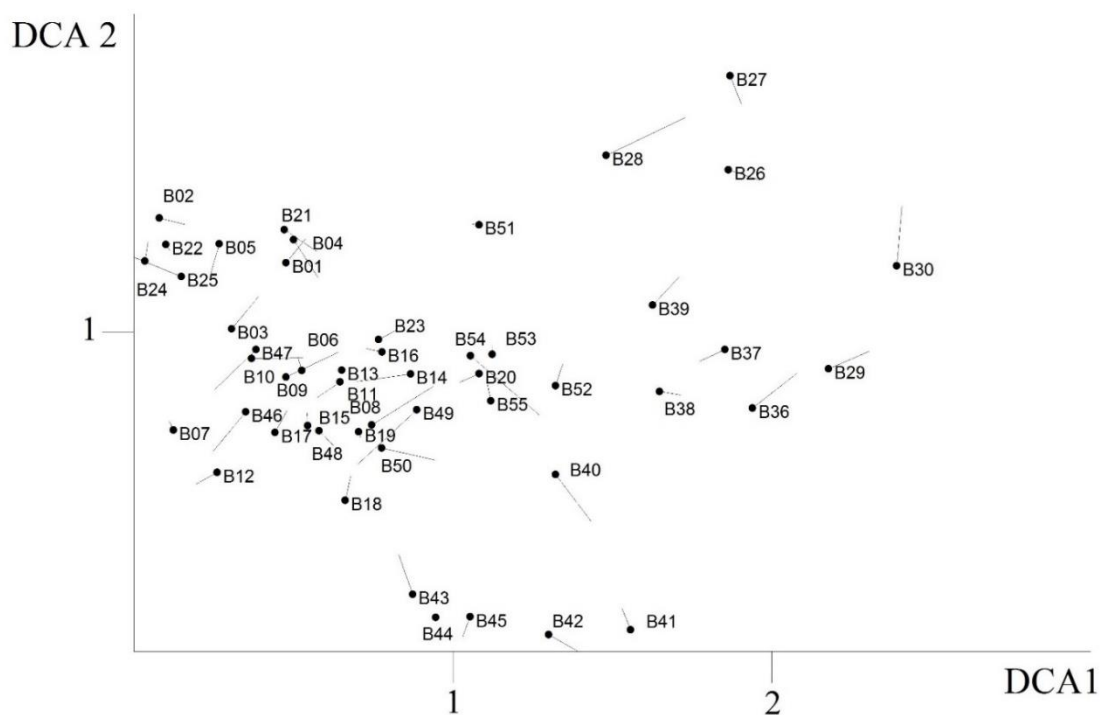
Endringer i artssammensetning

DCA ordinasjonen i frekvens av arter i de 45 prøveflatene fra de fem analyseårene (1995, 2000, 2005, 2010 og 2015) er vist i **figur 3.3**. Det ble registrert en signifikant forflytning av analyserutene langs de to første DCA-aksene, en tilbakegang langs DCA-akse 1 (35 ruter tilbake, 10 fram) ($P=0,000$) og en tilsvarende signifikant økning langs DCA-akse 2 (35 ruter fram, 10 tilbake) ($P=0,012$). Dette er regnet ut fra punktenes plassering i ordinasjonsdiagrammet i 1995 til der disse rutene har beveget seg i 2015. Langs begge ordinasjonsaksene har flatene beveget seg i retning av vegetasjon typisk for fattigere og tørrere voksesteder (jf Bakkestuen et al. 2011).

For siste periode 2010-2015 er det ikke påvist noen signifikante endringer i artsammensetning (**figur 3.4**). Her viser den første aksene at 28 ruter har gått fram og 22 tilbake. Dette er ikke signifikant ($P=0,098$). Andre aksene har helt likt antall (25) fram og tilbake ($P=0,710$).



Figur 3.3 Ordinasjon av markvegetasjonens sammensetning (gitt som artenes frekvens) i Børgefjell for hvert av årene 1995, 2000, 2005, 2010 og 2015. Rutenes plassering i diagrammet for hvert år er vist ved strekene og knekkpunktene, med 1995 ved punkt og rutekode. Det er signifikant tilbakegang for den første akse (med 35 ruter tilbake og 10 ruter fram), og signifikant økning langs akse to (med 35 ruter fram og 10 tilbake).



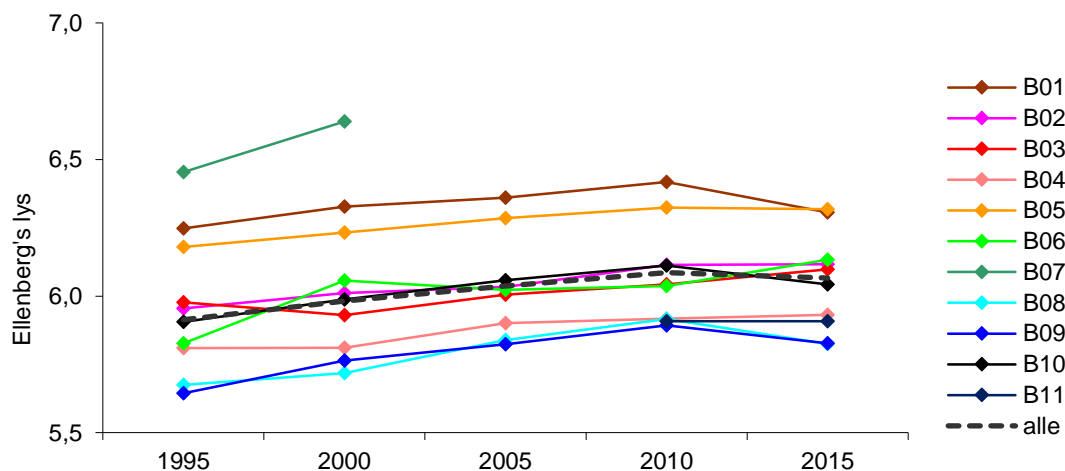
Figur 3.4 Ordinasjon av markvegetasjonens sammensetning (gitt som artenes frekvens) i Børgefjell for 2010-2015. Det er ikke påvist noen signifikant endring i artssammensetningen i denne perioden

Endringer i Ellenberg-verdier

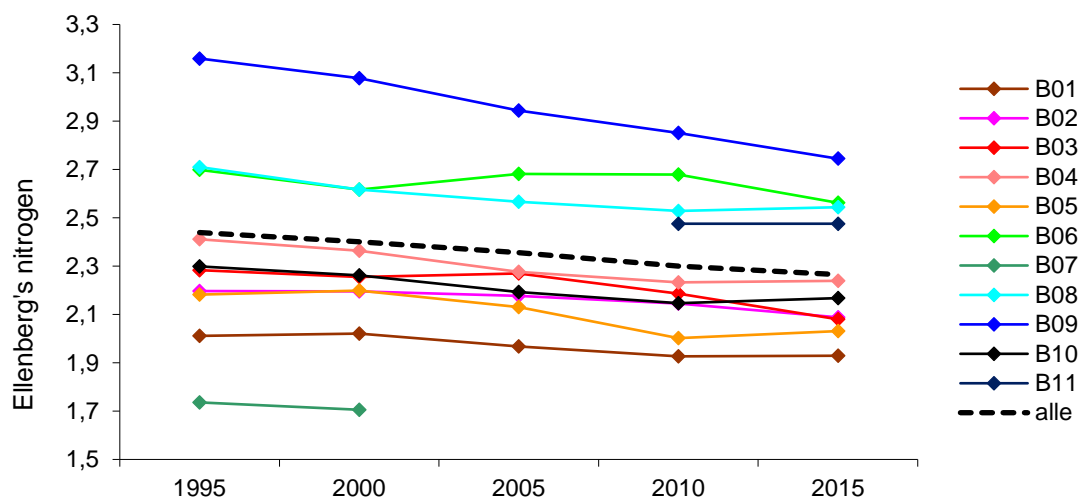
Ellenbergverdien «lys» (L) viser en signifikant økning i perioden. Det er en jevn økning i perioden 1995-2010, men noe nedgang i de fleste felt 2010-2015 (**figur 3.5**). Tallmessig er imidlertid endringen beskjeden, med en økning i rutenes gjennomsnitt fra 5,4 til 5,6. Endringene er hovedsakelig knyttet til økning i deknningen av lyskrevende arter som krekling (L=8) og tyttebær (L=7). I tillegg til disse er det kun skrubber (L=5) som viser framgang i perioden (**tabell 3.3**). Samtidig har deknningen av en rekke mer skyggetålende arter blitt mindre. Dette gjelder arter med faktortall 3 (stri kråkefot), 4 (fugletelg, småmarimjelle, sprikelundmose) og 5 (gullris, skogstjerne, hårfrytle, grokornflik). 3 arter med tilbakegang har faktortall 6 (smyle, lilundmose og furumose), men siden gjennomsnittsverdiene for rutene ligger nær 6, influerer endringer i disse artene lite. Tre arter med faktortall 7 (bjørk i feltsjikt, fjellgulaks, bergsigd og gåsefotskjeggmosse) viser også tilbakegang.

Ellenbergverdien for nitrogen (N) viser en jevn nedgang i hele perioden (**figur 3.6**). Selv om de numeriske endringene er små, er endringene i alle periodene signifikante. Krekling og tyttebær er svært lite næringskrevende arter med N=1, mens urtene i tilbakegang generelt har N-verdier på 3 og 4. Smyle har N=4, og tilbakegangen i denne arten bidrar betydelig til nedgangen i gjennomsnittsverdiene for rutene.

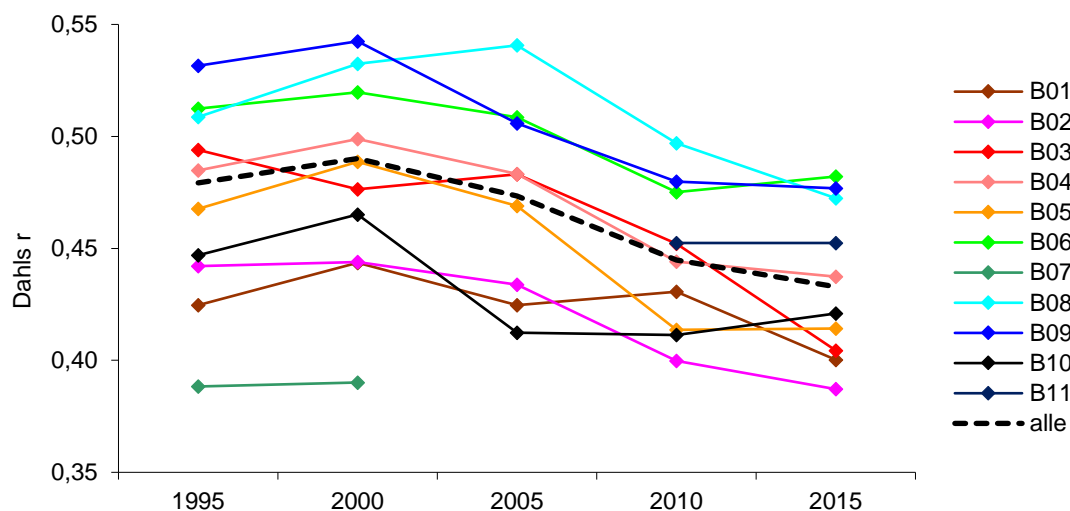
Verdiene for Dahls r, som er et mål for artenes varmekrav gjennom vekstsesongen, viser en signifikant nedgang for perioden sett under ett, mens endringene fra 2010 til 2015 er ubetydelige (**figur 3.7**). Gjennomsnittsverdiene for rutene ligger mellom 0,4 og 0,6, mens de to lyngartene tyttebær og krekling har $r=0,3$. Av artene i tilbakegang har skogforglemmegei ($r=0,8$), skogstjerne ($r=0,7$) og fugletelg (0,6) relativt høye verdier. Nedgangen i Dahls r skyldes således at flere varmekrevende arter (særlig urter) går tilbake, og at robuste arter som blokkebær, tyttebær og krekling går kraftig fram (**tabell 3.2 og 3.3**).



Figur 3.5 Gjennomsnittlig endring per felt i ruteverdiene for Ellenbergs indikatorverdi for lys fra 1995 til 2015 i 10 overvåkingsfelter fra Børgefjell.



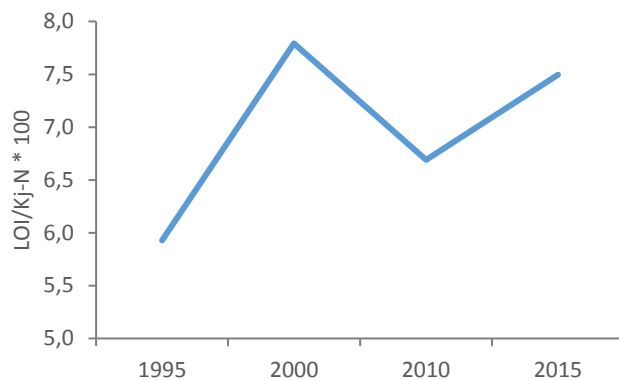
Figur 3.6 Gjennomsnittlig endring pr felt i ruteverdiene for Ellenbergs indikatorverdi for nitrogen fra 1995 til 2015 i 10 overvåkingsfelter fra Børgefjell. Nitrogenindeksen avtar svakt i perioden.



Figur 3.7 Gjennomsnittlig endring pr felt i ruteverdiene for Ellenbergs indikatorverdi for respirasjonssum (Dahls r), som er et mål for artens varmekrav gjennom vekstsesongen. Figuren viser verdier fra 1995 til 2015 i 11 overvåkingsfelter fra Børgefjell. Indeksen Dahls r går kraftig ned fra år 2000.

Jordsmonn

En vanlig brukt indeks for å vurdere rikhet (mineralisering) i jord er C/N forholdet (totalt organisk karbon/Kjeldahl N). I TOV er totalt organisk karbon ikke målt, men vi har verdier for glødetap og Kjeldahl nitrogen (Kj-N) fra alle år. Jordprøvene er samlet fra øverste humuslag med et glødetap mellom 50-70 %. I slik fattig og humusrik jord er glødetapet omtrent linært med totalt organisk karbon. Indeksen LOI/Kj-N (glødetap/Kj-N) kan derfor benyttes som en indeks for rikhet, og økende verdier reflekterer lavere mineralisering i jordsmonnet. **Figur 3.8** viser at gjennomsnittsverdien for LOI/ N har økt i Børgefjell, noe som indikerer en utvikling mot et svakt fattigere jordsmonn.



Figur 3.8 Endringer i indeksen glødetap/nitrogen. Økende verdier reflekterer avtakende mineralisering (dvs. lavere tilgang på nitrogen og andre næringsstoffer i jord og et fattigere jordsmonn).

3.3 Diskusjon

Vegetasjonsstudiene i TOV er primært lagt opp for å studere dynamikken langs forskjellige komplekse gradienter og om endringer i artsforekomster kan knyttes til endringer i fysiske, biotiske eller kjemiske parametre. Materialet vil på sikt også kunne bidra til å gi økt innsikt i hvilke strukturerende prosesser som er viktigst i de boreale bjørkeskogsområdene. Disse områdene, i beltet mellom den boreale barskogen og de alpine utformingene, har en betydelig vertikalutbredelse i dal- og fjordstrøk og dekker store arealer. Norges geografiske plassering i forhold til det boreale barskogsbeltet og landets varierte topografi tilsier at det er en nasjonal oppgave å følge utviklingen av ulike boreale bjørkeskoger.

Overvåkingsområdet i Børgefjell ligger i det området av Norge som har blitt minst berørt av langtransportert forurensning (med unntak av nedfallet fra Tsjernobyl), og det fungerer i utgangspunktet som et referanseområde i forhold til forsuring og nitrogenpåvirkning. Likevel registrerer vi noen endringer som har pågått i hele overvåkingsperioden. Det er en trend at bregner og urter som fugletelg, turt, marimjeller, gullris og skogstjerne, og grasarter som smyle, fjellgulaks og hårfrytle, har hatt tilbakegang siden oppstarten av overvåkingen i 1995. Vi finner igjen samme tilbakegang hos både bladmoser og levermoser. Hos lavartene finner vi både framgang og tilbakegang. Den eneste plantegruppen med tydelig framgang er lyngartene. Her har både blokkebær, blåbær og krekling hatt tydelig framgang. Dette har ført til at plantesamfunnet i overvåkingsfeltene har blitt fattigere på arter og i tillegg også fattigere på mer næringskrevende arter. Det virker som hele økosystemet har blitt mer næringsfattig, noe som gjenspeiler seg i et høyere LOI/N-forhold i humuslaget. Et høyere LOI/N-forhold skyldes en økning av karboninnholdet i humuslaget, noe som trolig skyldes økt tilførsel av karbon fra nedbrytning av et stadig tykkere lag med bjørkestrø på bakken.

Utviklingen i Børgefjell kan trolig tolkes som en gjengroingseffekt av busker og trær som respons på mindre beitetrykk fra rein de siste årene. Dessverre har metodikken i TOV tidligere år ikke fanget opp tetthet av busksjikt og tresjikt, men ved feltarbeidet i 2015 ble det observert mer strø av bjørkeblader på bakken og et tettere busk- og tresjikt basert på sammenligning med foto fra tidligere år (jf **figur 3.1**). Samtidig er det ikke registrert større angrep av bjørkemålere de siste årene. Samlet skulle dette tilsi mindre lystilgang til markvegetasjonen.

Det er lite trolig at endringene skal kunne relateres til langtransportert forsuring, da det ikke er registrert noen økning i S-nedfall i denne delen av landet, men effekter av klima og beitetrykk kan ikke utelukkes.

Det vil på sikt være viktig å få kvantifisert beitetrykket i området over tid slik at dette kan sammenlignes med observerte endringer i vegetasjonen. Dessuten har det vært smånagertopper i området ca hvert tredje år siden 1998 (jf kap. 8), og vegetasjonen bar synlige preg av dette under feltarbeidet i 2005 og 2010, men ikke i 2015. Nedgang hos en rekke karplanter og moser har

sannsynligvis sammenheng med dette, og disse artene vil sannsynligvis øke i mengde i de neste årene inntil neste smånagertopp.

Det har vært registrert oppslag av noen nitrofile arter i enkelte overvåkingsområder, slik som smyle i Møsvatn og Solhomfjell (Aarrestad et al. 2008, R.H. Økland et al. 2009). Det har vært spekulert i om at dette kan være en effekt av økt tilførsel av nitrogen gjennom nedbøren. I Børgefjell har vi ikke registrert noen økning eller nye innslag av nitrofile arter så langt, noe som er konsistent med at dette området ligger utenfor de områdene som er mest berørt av langtransportert forurensing (Aas et al. 2009). N-nedfallet i Børgefjell ligger konstant mellom 200-300 mg N/m² pr år, mens tålegrensen for fattig nordboreal bjørkeskog er 500 mg N/m² pr år (Aas et al. 2012, Bobbink & Hetteling 2011).

Det ene overvåkingsfeltet som hadde blitt fullstendig ødelagt ved at det hadde blitt brukt som telteir en gang i perioden mellom 2000 og 2005, ble erstattet med et nytt felt i 2010. Det nye feltet er dominert av høyvokst blåbær og mangler blant annet tyttebær fullstendig. Feltet plasserer seg som middels rikt i ordinasjonsdiagrammet og fungerer bra som en overgangstype mellom de helt fattige blåbærdominerte feltene og de litt rikere lågurtdominerte feltene. Det ble ikke registrert store endringer i vegetasjonens sammensetningen her fra 2010-2015.

De store endringene de siste fem årene er at lyngsjiktet med blåbær og krekling går fram, mens urter og en del bladstore moser, samt levermosen gåsefotskjeggmose går tilbake. Et tettere lyngsjikt vil sannsynligvis kunne skygge ut urter og mange av de mindre artene i bunnsjiktet. Antall observerte arter har imidlertid vært ganske stabilt i overvåkingsfeltene i Børgefjell siden 1995. Det er ikke noe tegn til forurensing i området og ingen tydelige spor av klimaendringer på vegetasjonen. Derimot kan endringene som er observert, være en effekt av strukturendringer i busk- og tresjikt og endret arealbruk som kan favorisere en del lyngarter, samt beite av smånagere som reduserer både mose- og grasdekket.

4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag i 2015

Tonje Økland, Jørn-Frode Nordbakken & Gunnar Engan

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble startet opp av daværende Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS; nå del av Norsk institutt for bioøkonomi, NIBIO) i 1988 (Økland 1990, 1996). NIJOS etablerte og analyserte to områder pr år fra 1988 til 1992, til sammen 10 områder (se **figur 2.1**). Vegetasjonsrutene ble reanalysert hvert femte år til og med 4. omløp for 8 av de 10 områdene. I 1988 etablerte Universitetet i Oslo/Miljøverndepartementet en tilsvarende overvåking i Solhomfjellområdet (Gjerstad, Aust-Agder; R.H. Økland & Eilertsen 1993).

Etter 2005 har vegetasjonsovervåkingen i granskog vært inkludert i TOV-programmet, som er finansiert av Miljødirektoratet (tidligere Direktoratet for naturforvaltning). To områder reanalyseres ikke lenger pga knappe ressurser; åtte områder reanalyseres nå med ett område pr år. Dermed er omløpstiden økt fra fem til åtte år, og analysene i femte omløp er utført åtte år etter fjerde omløp for fem av områdene.

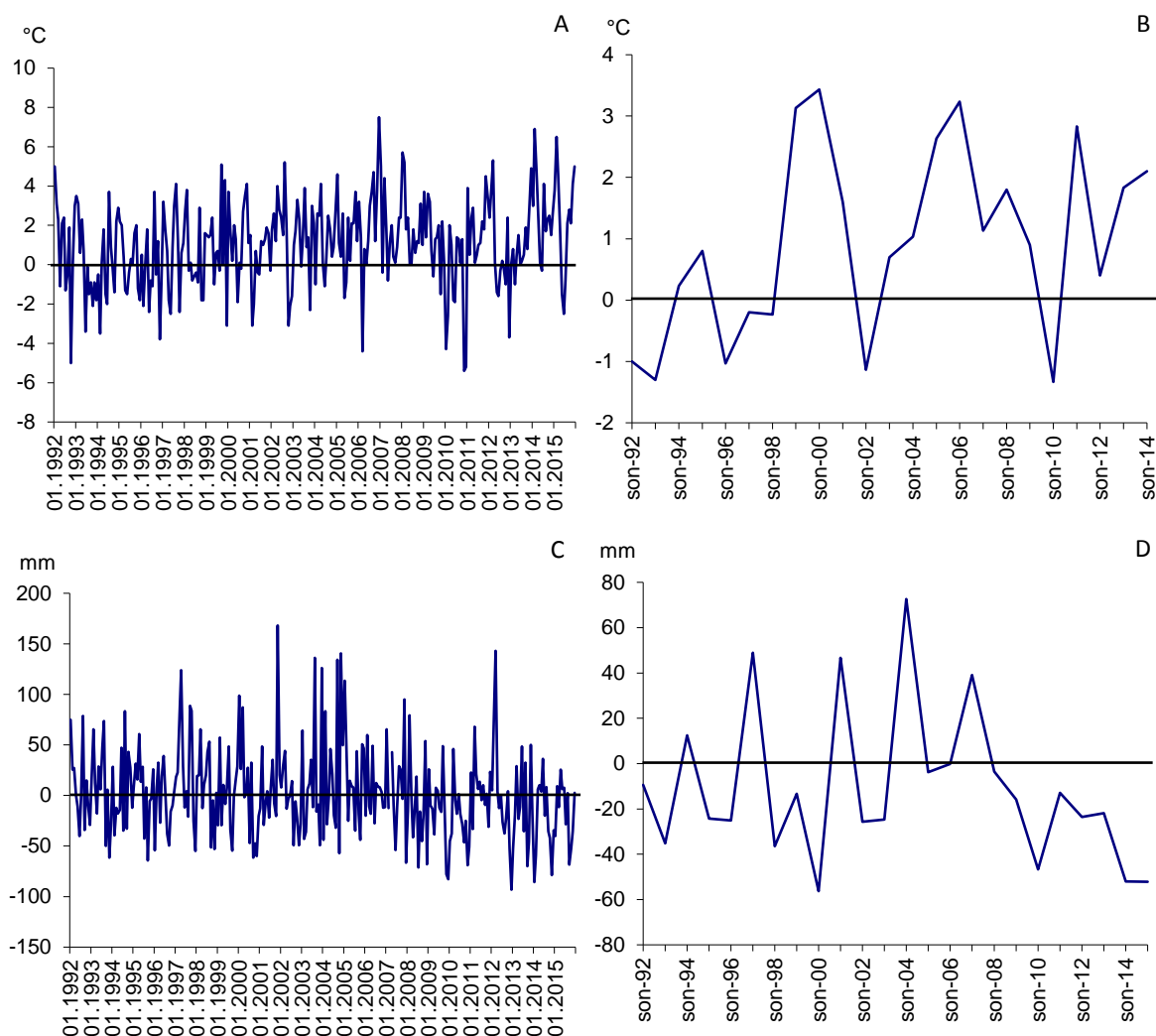
Metodene for overvåking av markvegetasjon ble i 1988 utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing, men har også vist seg godt egnet til å fange opp effekter av klimaendringer på markvegetasjonen (se T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2009a, 2011, 2012, 2013, 2015, T. Økland & Bratli 2008, Nordbakken et al. 2010, T. Økland & Nordbakken 2014). De permanente vegetasjonsrutene i Urvatnet naturreservat i Meldal kommune i Sør-Trøndelag ble første gang analysert i 1992 og deretter reanalysert i 1997, 2002, og 2007 (også T. Økland & Bratli 2008). Reanalysen i 2015 ble foretatt åtte år etter forrige analyse. Dermed er vegetasjonsrutene i alle de åtte områdene (til sammen 398 ruter; to ruter er gått tapt i Bringen naturreservat i Vassfaret) analysert fem ganger.

4.1 Områdebeskrivelse og metoder

Urvatnet naturreservat i Meldal kommune i Sør-Trøndelag (63°06-07'N, 9°48-49'Ø; jf **figur 2.1**) ble opprettet i 1992 og eies av den norske stat. UTM: NQ 40-41,98-99). Området ble administrativt fredet før 1992, og skogen er relativt gammel med naturskogspreg og stedvis urskogspreg. Det undersøkte området omkranser Urvatnet og ligger på 300-400 m oh. Topografien i undersøkelsesområdet varierer; noen deler av området har lav helningsgrad, mens det i sørvest er relativt bratte lier. I disse liene er det mye forsumpning, og bunnsjiktet er ofte dominert av torvmoser (*Sphagnum* spp.). Berggrunnen består hovedsakelig av grønnstein med innslag av kvartskerafyr og gabbro. Årsnedbøren er ca 900 mm og årlig middeltemperatur er ca 3°C (se **tabell 4.1** og **figur 4.1**). Området hører til sørboreal og mellomboreal vegetasjonssone og oseanisk (O2) til svakt oseanisk (O1) vegetasjonsseksjon (Moen 1998). For nærmere beskrivelse av området med prøveflateplassering etc., se T. Økland (1996) og T. Økland et al. (2001, 2004a).

Tabell 4.1 Geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon for overvåkingsområdet i Urvatnet naturreservat i Meldal i Sør-Trøndelag. Midlere årlig nedbør er estimert på grunnlag av normalen 1961–90 (Førland 1993) for stasjoner nær overvåkingsområdet, og justert for topografisk posisjon og høyde over havet (jf Sjörs 1948, Førland 1979). Temperatur er basert på normalen 1961-90 (Aune 1993) for stasjoner nær området, og justert for høyde i samsvar med Laaksonen (1976).

Bredde-grad (°N)	Lengde-grad (°Ø)	H.o.h (m)	Areal (km²)	Årsnedbør (mm)	Middeltemperatur (°C)			Første analyseår
					Årlig	Kaldeste måned	Varmeste måned	
63°06-07´	9°48-49´	300–400	3	900	3,0	–6,0	12,1	1992



Figur 4.1 avvik fra normalverdier (1961–90) for (A) månedsmiddeltemperatur (°C), (B) månedsmiddeltemperatur i gjennomsnitt pr måned i september–november (°C), (C) månedsnedbør (mm) og (D) månedsnedbør i gjennomsnitt pr måned i september–november (mm). Månedsmiddeltemperatur og månedsnedbør for perioden fra januar 1992 til jan 2015 fra Det norske meteorologiske institutt fra de nærmeste målestasjoner er benyttet; fra stasjonene Berkåk Lyngholt (t.o.m. oktober 2006) og Orkdal Thamshavn (f.o.m. november 2006). For månedsnormaler er data fra stasjonene Berkåk Lyngholt og Orkdal Øyum benyttet.

Figur 4.1 (A–D) viser klimaet gjennom 23-årsperioden 1992–2015 basert på data fra de nærmeste meteorologiske stasjonene til Det norske meteorologiske institutt.

Figur 4.1A viser stor variasjon mellom år i månedsmiddeltemperaturens avvik fra 30-årsnormalen (1961–90). Avviket i månedsmiddeltemperaturen for hele perioden fra overvåkingen startet i 1992 til reanalysene i 2015 (dvs. fra og med september 1992 til og med juli 2015) var i gjennomsnitt 1,0 °C over normalen, og for siste periode fra september 2007 til og med juli 2015 var avviket i gjennomsnitt 1,3 °C over normalen. **Figur 4.1B** viser at det har vært mange år der temperaturen om høsten (september, oktober og november) har ligget over normalen, men også enkelte år der temperaturen har ligget under normalen. For hele perioden var månedsmiddeltemperaturen i høstmånedene i gjennomsnitt 0,9 °C over normalen, og for perioden 2007–2015 1,2 °C over normalen. I årene 1999, 2000, 2005, 2006 og 2011 var gjennomsnittstemperaturen i høstmånedene betydelig over normalen; avviket var henholdsvis 3,1 °C, 3,4 °C, 2,6 °C, 3,2 °C og 2,8 °C.

Også for månedsnedbøren (**figur 4.1C**) har det vært store variasjoner i perioden, men i gjennomsnitt for hele perioden fra september 1992 til og med juli 2015 har avviket fra normalen vært minimalt, 2,1 mm, med noen store avvik; spesielt mye nedbør var det i april 1997, november 2001, august og desember 2003, september og november 2004, og mars 2012. Høstnedbøren for september, oktober og november (**figur 4.1D**) var i gjennomsnitt litt mindre (-11 mm) enn normalen for hele perioden. I årene 1997, 2001, 2004 og 2007 var det imidlertid betydelig mer høstnedbør enn for normalperioden; henholdsvis 49 mm, 46,7 mm, 72,6 mm og 39,1 mm.

Metodene for vegetasjonsovervåkingen er i all hovedsak lik for granskog og bjørkeskog, og følger de metodene som tidligere er beskrevet blant annet av T. Økland (1990, 1996), Lawesson et al. (2000), og T. Økland et al. (2001, 2004a,b). Det henvises til disse publikasjonene for detaljerte metodebeskrivelser. I korthet er det i hvert overvåkingsområde subjektivt lagt ut 10 makroruter å 5 x 10 m som dekker variasjonen langs de viktigste lokale miljøgradientene. Innenfor hver av de 10 makrorutene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for 5 vegetasjonsruter å 1 x 1 m. Mengden av alle plantearter i hver 1 m²-rute har ved hvert analysetidspunkt blitt registrert med to ulike metoder; forekomst/fravær i hver av 16 småruter (smårutefrekvens; jf T. Økland 1988) og prosent dekning av alle arter i hele ruta.

Det ble i 2015 satt ut loggere for jordtemperatur sentralt i hver makrorute (mest mulig representativt for de 5 vegetasjonsrutene i hver makrorute). Det ble også registrert mengde av soppskader på blåbær, smågnageravføring og beitepåvirkning. Det var litt soppskader på blåbær i mange ruter samt litt beiteskader på dvergbusker (i hovedsak blåbær; trolig insektgnag). Det var for øvrig svært få spor av beitepåvirkning, og spor etter smågnagere ble bare registrert i et par ruter. Tall for sopp og beite på blåbær i rutene rapporteres ikke foreløpig, da det ble registrert første gang i 2015.

Ved første gangs analyse i 1992 ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved rutene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske variabler, terreng- og trevariabler). Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er beskrevet og analysert i detalj i T. Økland (1996). DCA-ordinasjon [Detrended Correspondence Analysis (Hill 1979, Hill & Gauch 1980)] og andre multivariate og univariate statistiske metoder ble benyttet både for å identifisere og tolke vegetasjonsøkologiske gradienter ved første gangs registrering i 1991 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf T. Økland et al. 2001, 2004a,b).

4.2 Resultater: Vegetasjonsendringer i Urvatnet i perioden 1992-2015

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

I de 50 vegetasjonsrutene ble det i 2015 registrert totalt 85 arter: 46 karplantearter; derav 4 vedaktige planter, 33 urter og karsporeplanter og 9 graminider, 19 bladmosearter, firetorvmosearter, 16 levermosearter og ingen lavarter (**tabell 4.2**).

Tabell 4.2 Antall arter i ulike artsgrupper observert i de permanente rutene i overvåkingsområdet i Urvatnet naturreservat i Meldal i de enkelte analyseårene og totalt.

Artsgruppe	1992	1997	2002	2007	2015	Totalt
Vedaktige planter inkludert lyngarter	6	5	4	4	4	6
Urter og karsporeplanter	35	35	36	35	33	38
Graminider	9	9	10	10	9	10
Karplanter totalt	50	49	50	49	46	54
Bladmoser (unntatt torvmoser)	22	24	24	22	19	27
Torvmoser	4	4	4	4	4	4
Levermoser	24	24	21	22	16	29
Moser totalt	50	52	49	48	39	60
Lav	3	2	2	2	0	4
Kryptogamer totalt	53	54	51	50	39	64
Totalt	103	103	101	99	85	118

I forhold til 2007 er det en reduksjon i totalt artsantall i flatene på 14 arter, derav to urter, én graminide, seks levermoser, tre bladmosearter og to lavararter. For 23-årsperioden fra 1992 til 2015 er det en total reduksjon på 18 arter; derav fire karplantearter, 11 mosearter og tre lavararter. Gjennomsnittlig totalt artsantall pr 1m² vegetasjons-rute er også betydelig redusert for perioden 1992 til 2015; fra 25,5 arter til 20,5 arter.

Endring i antall arter (artstetthet) i vegetasjonsrutene

I den siste perioden, 2007-2015 ble det påvist en signifikant og sterk reduksjon i totalt antall arter pr 1 m²-rute. I gjennomsnitt var det 3,7 færre arter pr rute i 2015 i forhold til 2007 (**tabell 4.3**). For hele 23-årsperioden fra 1992 til 2014 ble det også registrert signifikant og sterk reduksjon i det totale artsantallet pr 1 m². Det var i gjennomsnitt 5 arter færre pr 1 m²-rute i 2015 enn i 1992!

Både totalt antall karplanter, antall vedaktige (småplanter av trær og lyngarter), antall urter og karsporeplanter, antall bladmoser, levermoser, antall moser totalt, antall lav, antall kryptogamer totalt og totalt antall arter ble signifikant redusert pr rute i siste periode. Totalt antall karplanter ble i gjennomsnitt redusert med 1,5 arter pr rute og totalt antall moser ble i gjennomsnitt redusert med 2,1 arter pr rute, mens det totalt i gjennomsnitt var 3,7 arter færre pr rute i 2015 enn i 2007. Ingen artsgrupper hadde signifikant økning i artsantall i siste periode.

For hele 23-årsperioden var det signifikante reduksjoner i gjennomsnittlig artsantall pr rute for alle artsgrupper, unntatt torvmosene som viste signifikant økning. Det var spesielt sterk reduksjon i artsantall for moser; i gjennomsnitt 2,7 mosearter totalt og 1,9 levermosearter færre pr rute i 2015 enn da overvåkingen startet i 1992, men reduksjonen var også betydelig for karplanter; i gjennomsnitt 2,2 arter færre enn ved oppstarten av overvåkingen i 1992. Totalt for alle artsgrupper var det i gjennomsnitt fem arter færre pr rute i 2015 enn i 1992.

Tabell 4.3 Endring i artsantall i 50 vegetasjonsruter á 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Urvatnet naturreservat i Meldal fra 1992 til 2015. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall vegetasjonsruter med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon signed rank test; $P < 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert og 0,000 betyr $\leq 0,0005$). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 ruter.

	Endring 1992-1997				Endring 1997 - 2002				Endring 2002 - 2007				Endring 2007 - 2015				Endring 1992 - 2015			
	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P
Vedaktige	3	20	0,40	0,000	24	4	-0,40	0,000	6	22	0,36	0,002	34	1	-0,82	0,000	21	0	-0,46	0,000
Urter og karsporeplanter	22	8	-0,44	0,004	8	16	0,12	0,042	27	8	-0,18	0,000	24	11	-0,14	0,004	33	5	-1,44	0,000
Graminider	7	2	-0,10	0,096	2	7	0,24	0,083	9	2	-0,66	0,033	8	2	-0,58	0,052	14	0	-0,30	0,000
Karplanter totalt	15	16	-0,14	0,420	18	15	-0,04	0,844	24	15	-0,48	0,018	33	9	-1,54	0,000	41	1	-2,20	0,000
Bladmoser u/torvmoser	12	14	0,14	0,407	18	9	-0,20	0,132	11	16	0,06	0,804	36	3	-1,02	0,000	31	5	-1,02	0,000
Torvmoser	2	5	0,06	0,257	2	7	0,10	0,096	2	2	0,02		2	5	0,10	0,206	2	11	0,28	0,010
Levermoser	22	11	-0,40	0,070	21	13	-0,30	0,189	15	16	-0,06	0,809	31	6	-1,16	0,000	37	4	-1,92	0,000
Moser totalt	23	16	-0,20	0,420	23	15	-0,40	0,108	17	26	0,02	0,721	39	7	-2,08	0,000	39	8	-2,66	0,000
Lav	2	3	0,00	1,000	3	0	0,08		3	3	0,00	0,100	5	0	-0,10	0,025	7	0	-0,18	0,014
Kryptogamer totalt	21	15	-0,20	0,481	25	14	-0,48	0,057	17	24	0,02	0,713	39	7	-2,18	0,000	40	7	-2,84	0,000
Totalt	22	18	-0,34	0,374	24	17	-0,52	0,078	24	20	-0,46	0,346	39	5	-3,72	0,000	44	5	-5,04	0,000

Endring i mengder av enkeltarter i vegetasjonsrutene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 4.4** (se **vedlegg 4.1** for latinske og norske navn) for alle 5 analyseomløpene samt for 23-årsperioden 1992–2015. Tilsvarende tester ble også utført på dataene for prosent dekning i rutene (tabell ikke vist her). Test av mengdeendring er ikke utført for arter eller enkeltperioder når antall ruter med endring var mindre enn 5.

I løpet av den siste perioden fra 2007 til 2015 har 11 karplantearter (av totalt 29 arter testet) blitt signifikant ($p < 0,05$) redusert i mengde (smårutefrekvens); bjørnekam, engkvein, gullris, gran, hårfrytle, linnea, rogn, skrubbær, småmarimjelle, saueteig og tyttebær. Av disse kan forekomsten av småplanter av gran og småmarimjelle naturlig variere en del mellom år. Av karplanteartene har bare hvitveis hatt signifikant økning i smårutefrekvens i den siste perioden.

I hele 23-årsperioden fra 1992 til 2015 har det blitt signifikant mindre av 17 karplantearter (av totalt 31 karplantearter testet); beitesveve, blåbær, engkvein, fugleteig, gullris, hvitveis, hårfrytle, rogn, skrubbær, saueteig, skogstjerne, skogstorkenebb, skogfiol, småmarimjelle, stormarimjelle, teiebær og tyttebær. Ingen arter økte signifikant i løpet av 23-årsperioden.

I løpet av perioden 2007–2015 har seks bladmosearter (av totalt 16 testede) blitt signifikant redusert i mengde; bergsigd, furumose, kobleikmose, lundveikmose, ribbesigd og rosettmose, mens ingen bladmosearter har økt signifikant. Heller ingen arter av levermoser har økt signifikant i perioden. Derimot er det blitt signifikant mindre av syv levermosearter (av totalt 12 testede); buttflak, gåsefotskjeggmose, lyngskjeggmose, piskeskjeggmose, skogskjeggmose, storglefsemose og storhoggtann. Av mosene var det bare grantorvmose som økte signifikant i siste periode. Det ble ikke registrert noen lavararter i rutene i 2015 og det var for få ruter med endring fra 2007 til 2015 til at testing kunne utføres,

I 23-årsperioden har ni bladmosearter (av totalt 17 testede) blitt signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens); bergsigd, fjærkransmose, furumose, glansjamnemose, kobleikmose, lundveikmose, rosettmose, ribbesigd og skuggehusemose. Bare kråkefotmose har økt signifikant i 23-årsperioden. Tre av de fire registrerte torvmoseartene; grantorvmose, litorvmose og tvaretorvmose har økt signifikant i 23-årsperioden.

Det har blitt signifikant mindre av ni levermosearter (av de totalt 12 som ble testet); buttflak, grokornflak, gåsefotskjeggmose, lyngskjeggmose, piskeskjeggmose, skogskjeggmose, storglefsemose, storhoggtann og sumpflak. Forekomsten av arten gaffellav ble også signifikant redusert i løpet av 23-årsperioden. Ingen levermoser eller lavararter økte signifikant i 23-årsperioden.

Mange arter hadde for få forekomster og/eller ruter med endringer til at mengdeendringer mellom analyseår kunne testes statistisk i en eller flere av tidsperiodene; kun 72 av de totalt 118 artene som har vært registrert i rutene har hatt endring i smårutefrekvens i 5 eller flere ruter i en eller flere av periodene; de resterende 46 artene ble ikke testet (se **vedlegg 4.1** for norske og latinske navn for total artsliste for perioden 1992 til 2015). **Figur 4.2** viser utvikling i sum småruteregistreringer for alle karplantearter og for alle artene totalt, og **figur 4.3** viser tilsvarende for alle levermoser, torvmoser og bladmoser gjennom hele perioden fra 1992 til 2015.

Det har vært en reduksjon i antall småruteforekomster totalt for alle arter, inkludert karplanter, bladmoser og levermoser, fra 1992 til 2015. Utviklingen for levermoser følger et mønster som samsvarer med de fleste overvåkingsområdene i granskog, med betydelig reduksjon, slik at summen av småruteforekomster i vegetasjonsrutene i Urvatnet naturreservat i 2015 er under 50 % tilsvarende sum i 1992. Summen av småruteforekomster for alle arter totalt, alle karplantearter og alle bladmosearter er også betydelig redusert.

Endringer i prosent dekning i rutene er analysert for å vise eventuelle store endringer for dominante arter da slike endringer ikke alltid fanges opp av smårutefrekvens. Tabell for disse resultatene er ikke vist her, men både etasjemose (**figur 4.4**) og fjærmose økte signifikant i mengde målt som prosent dekning i rutene i 23-årsperioden, i gjennomsnitt henholdsvis fra 22,6 % til 31,6 % og fra

Tabell 4.4 Endring i mengde for arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Urvatnet naturreservat i Meldal i løpet av tre 5-årsperioder og en 8-årsperiode mellom undersøkelsene og for 23-årsperioden 1992-2015, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+: antall vegetasjonsruter der arten økte, n-: antall vegetasjonsruter der arten avtok i mengde (av totalt 50). P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon signed rank test, $P \leq 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0005$). Testen er ikke utført for tidsperioder der en art ikke har endring i minst 5 ruter. Se **vedlegg 4.1.** for latinske og tilhørende norske artsnavn.

	1992-1997			1997-2002			2002-2007			2007-2015			1992-2015		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Karplanter															
<i>Picea abies</i>	2	23	0,000	21	2	0,000	1	29	0,000	30	0	0,000	3	2	0,680
<i>Sorbus aucuparia</i>	6	12	0,911	10	9	0,831	9	7	0,384	13	1	0,002	13	3	0,008
<i>Vaccinium myrtillus</i>	8	10	0,894	9	6	0,153	15	6	0,007	14	9	0,098	18	7	0,004
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	18	17	0,934	19	14	0,606	17	13	0,347	30	5	0,000	31	11	0,000
<i>Anemone nemorosa</i>	12	6	0,021	1	13	0,002	18	0	0,000	2	15	0,002	17	2	0,000
<i>Blechnum spicant</i>	3	1		1	2		1	4	0,103	5	0	0,038	4	1	0,129
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	8	4	0,220	5	6	0,559	6	4	0,537	12	1	0,007	13	4	0,006
<i>Dryopteris expansa</i> agg.	1	3		2	2		3	1		6	0	0,026	5	0	0,038
<i>Fragaria vesca</i>	0	3		1	2		3	2	0,336	2	2		2	3	0,223
<i>Geranium sylvaticum</i>	8	0	0,011	0	7	0,017	8	1	0,041	4	4	0,778	7	2	0,043
<i>Goodyera repens</i>	1	3		0	6	0,026	2	0		5	1	0,072	4	2	0,833
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	4	16	0,005	14	10	0,215	25	1	0,000	12	9	0,279	21	4	0,001
<i>Hieracium vulgata</i> agg.	3	4	0,381	5	3	0,481	8	1	0,015	6	2	0,256	11	0	0,003
<i>Linnea borealis</i>	10	14	0,884	8	15	0,049	15	13	0,378	21	10	0,028	17	15	0,213
<i>Listera cordata</i>	11	15	0,287	10	20	0,056	29	3	0,000	11	11	0,682	20	8	0,114
<i>Maianthemum bifolium</i>	8	17	0,233	12	18	0,085	29	8	0,000	18	11	0,256	21	14	0,206
<i>Melampyrum pratense</i>	21	7	0,006	13	10	0,426	14	7	0,229	9	16	0,446	19	9	0,002
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	23	8	0,002	7	20	0,113	14	15	0,811	20	6	0,002	28	5	0,000
<i>Moneses uniflora</i>	3	0		2	2		4	0		1	1		5	0	0,043
<i>Oxalis acetosella</i>	6	5	0,612	3	11	0,014	15	2	0,002	9	7	0,958	14	4	0,055
<i>Ramischia secunda</i>	4	4	0,558	0	5	0,042	3	5	0,660	3	5	0,720	4	8	0,059
<i>Rubus saxatilis</i>	3	1		2	4	0,234	5	1	0,202	6	3	0,211	5	4	0,137
<i>Solidago virgaurea</i>	8	5	0,116	5	10	0,296	11	5	0,158	13	2	0,004	15	2	0,001
<i>Phegopteris connectilis</i>	1	5	0,344	1	4	0,131	7	1	0,024	3	6	0,365	3	2	0,588
<i>Trientalis europaea</i>	9	10	0,670	5	12	0,261	17	3	0,001	12	6	0,469	16	5	0,012
<i>Veronica officinalis</i>	1	3		1	4	0,078	5	2	0,497	3	3	0,753	1	5	0,141
<i>Viola riviniana</i>	5	3	0,286	1	9	0,010	7	1	0,024	7	3	0,151	7	2	0,037
<i>Agrostis capillaris</i>	5	4	0,904	3	7	0,354	7	0	0,016	7	0	0,014	9	1	0,009
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1	1		0	2		2	1		4	1	0,131	3	0	
<i>Carex digitata</i>	2	1		1	3		3	2	0,223	1	2		1	2	
<i>Avenella flexuosa</i>	8	10	0,321	5	14	0,174	10	12	0,791	12	9	0,137	11	14	0,957
<i>Deschampsia caespitosa</i>	0	5	0,034	0	5	0,039	4	1	0,498	2	1		1	3	
<i>Luzula pilosa</i>	8	9	0,348	5	6	0,468	15	3	0,003	17	2	0,002	20	4	0,001
<i>Melica nutans</i>	1	2		2	3	0,783	1	2		0	3		1	4	0,176
Bladmose (minus torvmose)															
<i>Cirriophyllum piliferum</i>	5	1	0,058	4	4	0,719	6	2	0,287	5	0	0,042	7	0	0,018
<i>Dicranum fuscescens</i>	2	7	0,071	9	2	0,024	3	6	0,399	8	1	0,020	9	1	0,012
<i>Dicranum majus</i>	12	16	0,290	12	16	0,899	16	13	0,088	16	19	0,687	17	17	0,387
<i>Dicranum scoparium</i>	21	12	0,199	18	18	0,579	24	10	0,006	32	5	0,000	35	4	0,000
<i>Hylocomium splendens</i>	10	6	0,384	2	13	0,020	5	4	0,809	6	6	0,692	9	5	0,592
<i>Hylocomium umbratum</i>	7	3	0,112	8	6	0,216	7	8	0,171	10	2	0,025	9	2	0,013
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	4	4	0,558	5	1	0,096	3	5	0,366	6	1	0,161	6	1	0,047
<i>Plagiothecium undulatum</i>	4	11	0,079	7	7	0,526	4	11	0,048	13	9	0,384	7	12	0,872
<i>Pleurozium schreberi</i>	21	14	0,177	13	18	0,466	24	8	0,001	25	8	0,001	32	4	0,000
<i>Pohlia nutans</i>	0	1		0	5	0,042	5	0	0,042	2	0		1	1	
<i>Polytrichastrum formosum</i>	3	0		3	2	0,480	1	4	0,180	4	1	0,157	4	1	0,176
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	7	16	0,023	9	12	0,860	10	12	0,828	15	9	0,066	12	14	0,581

Tab. 4.4. Fortsetter

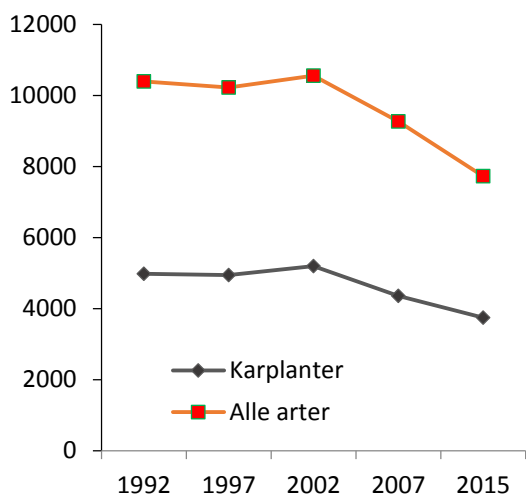
	1992-1997			1997-2002			2002-2007			2007-2015			1992-2015		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Bladmoseer forts.															
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	4	2	0,234	2	5	0,493	5	2	0,201	3	2	0,480	5	2	0,233
<i>Rhodobryum roseum</i>	3	4	0,726	4	1	0,129	4	5	0,552	6	1	0,041	8	1	0,019
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	11	19	0,244	3	24	0,000	8	17	0,019	13	16	0,930	8	25	0,003
<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i> agg.	12	6	0,038	8	6	0,950	9	6	0,110	12	5	0,076	14	3	0,002
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	4	6	0,375	3	6	0,190	5	6	0,928	5	6	0,523	5	10	0,492
<i>Sanionia uncinata</i>	7	2	0,036	7	0	0,017	2	2		2	0		7	0	0,018
Torvmoseer															
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	1	2		0	5	0,042	3	2	0,588	1	7	0,031	0	8	0,012
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	4	11	0,037	4	5	0,755	7	7	0,727	5	6	0,893	4	10	0,165
<i>Sphagnum rubiginosum</i>	3	4	0,307	3	2	0,786	1	3		3	4	0,455	2	7	0,033
<i>Sphagnum russowii</i>	1	0		0	5	0,043	3	2	0,336	2	6	0,065	0	7	0,017
Levermoseer															
<i>Barbilophozia attenuata</i>	5	2	0,731	2	2		3	6	0,190	7	0	0,014	7	0	0,016
<i>Barbilophozia barbata</i>	15	12	0,260	12	14	0,458	18	7	0,014	17	4	0,013	23	5	0,000
<i>Barbilophozia floerkei</i>	17	8	0,029	10	14	0,286	18	6	0,007	22	2	0,000	26	3	0,000
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	10	14	0,428	16	15	0,526	26	6	0,000	30	9	0,000	37	3	0,000
<i>Calypogeia muelleriana</i>	7	7	0,923	6	6	0,690	11	2	0,005	5	6	0,410	13	4	0,008
<i>Calypogeia neesiana</i>	1	4	0,104	2	1		3	3	0,748	3	0		4	0	
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	3	3	0,739	4	0		1	4	0,496	3	1		6	2	0,085
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	3	4	0,864	3	0		1	5	0,058	3	3	0,914	3	3	0,458
<i>Cephalozia pleniceps</i>	4	1	0,216	0	5	0,043	4	1	0,103	5	0	0,042	6	0	0,027
<i>Lophocolea bidentata</i>	2	4	1,000	1	4	0,078	2	2		5	1	0,139	1	3	
<i>Lophozia obtusa</i>	14	12	0,335	11	12	0,794	19	9	0,034	18	3	0,001	26	4	0,000
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	7	5	0,719	6	4	0,109	7	1	0,066	5	2	0,119	13	0	0,001
<i>Plagiochila asplenoides</i>	6	6	0,629	3	8	0,042	7	6	0,350	9	4	0,111	10	9	0,564
<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	9	14	0,339	10	7	0,087	14	7	0,014	17	2	0,002	26	1	0,000
Lav															
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	0	4		3	0		2	3	1,000	3	0		0	0	
<i>Cladonia furcata</i>	4	1	0,131	2	1		1	0		2	0		6	0	0,026

8,1 % til 12,5 %, mens de ikke økte signifikant i mengde målt i smårutefrekvens. Total prosent dekning av torvmoseer (**figur 4.5**) viste også en signifikant ($p = 0,01$) og betydelig økt dekning i flatene fra 11,5 % i gjennomsnitt i 1992 til 18,9 % i 2015. Enkeltartstestene for torvmoseartene grantorvmose og tvaretorvmose viste også signifikant økning i prosent dekning i 23-årsperioden. Tretten karplantearter, derav 11 urter og bregner, åtte bladmosearter, åtte levermosearter og to lavararter viste signifikant reduksjon i prosent dekning i vegetasjonsrutene i 23-årsperioden.

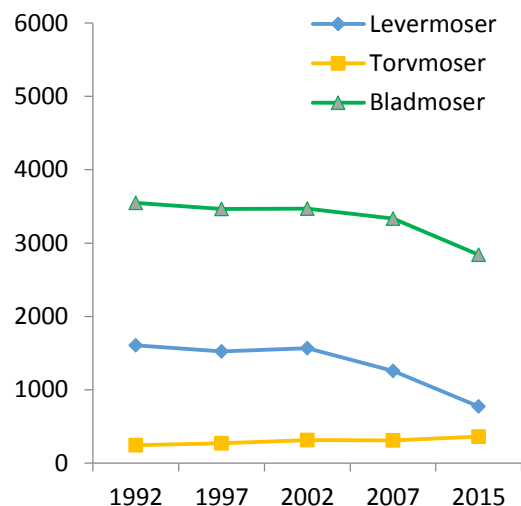
Endringer i artssammensetning

Tolkningen av DCA-ordinasjonen basert på dataene fra etableringsåret 1992 (T. Økland 1996) er lagt til grunn også for tolkning av ordinasjonsresultater for hele datasettet. (50 ruter i hvert av de 5 analyseårene). Korrelasjoner (Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ ; jf Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var sterke ($\tau > 0,85$ for DCA 1 og $\tau > 0,60$ for DCA 2 for alle analyseår; signifikant på nivå $P < 0,0001$).

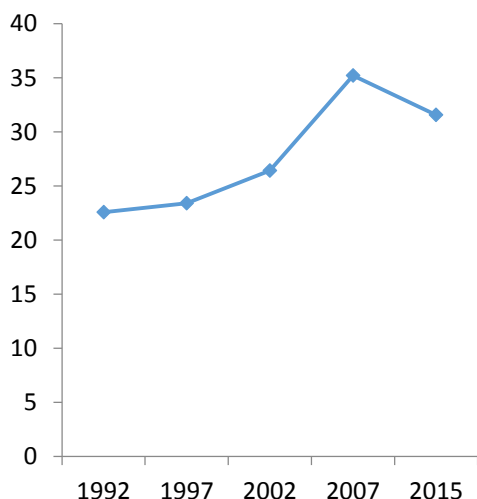
DCA 1 ble i T. Økland (1996) i hovedsak tolket som respons på gradienter i eksposisjon, pH, innhold av næringsstoffer i jorda og innhold av organisk materiale i jorda; fra voksesteder med ugunstig eksposisjon, lav pH og lite innhold av næringsstoffer i jorda men høyt innhold av organisk materiale, til voksesteder med gunstigere eksposisjon, høyere pH og innhold av næringsstoffer i jorda men mindre innhold av organisk materiale.



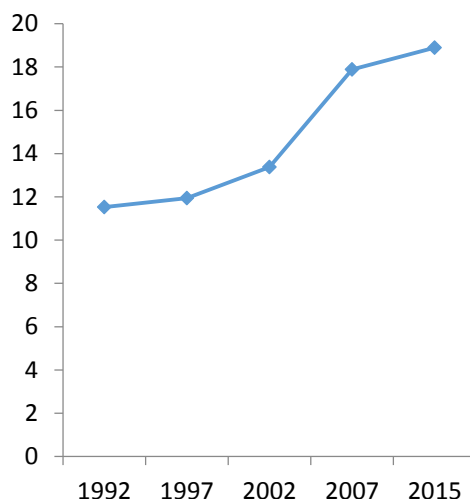
Figur 4.2 Utvikling i totalt antall småruteforekomster (y-aksen) for alle karplantearter og for alle artene totalt, fra 1992 til 2015.



Figur. 4.3 Utvikling i totalt antall småruteforekomster (y-aksen) for alle levermoser, torvmoser og bladmoser fra 1992 til 2015.



Figur 4.4 Utvikling i gjennomsnittlig % dekning (y-aksen) av etasjemose i vegetasjonsrutene i 23-årsperioden fra 1992 til 2015.



Figur 4.5 Utvikling i gjennomsnittlig % dekning (y-aksen) av torvmoser (totalt) i vegetasjonsrutene i 23-årsperioden fra 1992 til 2015.

DCA 2 ble tolket som respons på gradienter i jordfuktighet, fra fuktige til tørrere (se T. Økland 1996). Tretetthet og lysforhold varierte langs begge ordinasjonsaksene: den mest åpne skogen var begrenset til fuktige voksesteder med lav pH og lavt næringsinnhold, mens tettere skog forekom både på voksesteder med høy og lav pH og høyt og lavt innhold av næringsstoffer, og på både tørre og fuktige voksesteder. Ordinasjonsdiagrammet ble delt i en "fattigere" og en "rikere" del, som i tidligere rapportering (se T. Økland 2004 a,b). I siste periode, fra 2007 til 2015 ble det ikke registrert signifikante endringer langs DCA-aksene 1 og 2 (**tabell 4.5**).

For 23-årsperioden, ble det for den rike delen av DCA 2 registrert en signifikant forflytning av vegetasjonsrutene i retning av artssammensetning typisk for litt tørrere voksesteder med tettere skog, ellers ingen signifikante endringer i artssammensetning.

Tabell 4.5 Forflytning av vegetasjonsruter langs DCA-ordinasjonsakse 1 og 2 for overvåkingsområdet i Urvatnet naturreservat i Meldal i perioden 1992-2015 basert på smårutefrekvensdata [ordinasjon av 46 vegetasjonsruter over fem analysetidspunkter; fire av de 50 vegetasjonsrutene som var avvikere i opprinnelig DCA-ordinasjonsdiagram ble fjernet før analysen som i T. Økland 1996]. Wilcoxon-test er gjort separat for «fattige» og «rikere» vegetasjonsruter etter oppdeling langs DCA 1 (se T. Økland 2004a,b)]. *n*- og *n*+ er antall vegetasjonsruter med henholdsvis lavere og høyere vegetasjonsruteskår enn ved periodens begynnelse. *P*-verdien er knyttet til en test av hypotesen at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon signed rank test $P < 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert).

DCA-akse	n	Forflytning 1992-1997			Forflytning 1997-2002			Forflytning 2002-2007			Forflytning 2007-2015			Forflytning 1992-2015		
		n-	n	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
DCA 1 «fattig» del	31	16	15	0,875	14	17	0,337	18	13	0,433	15	16	0,433	19	12	0,488
DCA 1 «rik» del	15	11	4	0,088	6	9	0,041	12	3	0,017	6	9	0,570	9	6	0,281
DCA 2 «fattig» del	31	12	19	0,048	15	16	0,695	15	16	0,624	19	12	0,422	18	13	0,875
DCA 2 «rik» del	15	6	9	0,349	6	9	0,394	2	13	0,005	6	9	0,427	2	13	0,004

4.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Urvatnet

Vegetasjonsutviklingen i Urvatnet naturreservat i Meldal har tidligere vært rapportert til og med 4. omløp [se T. Økland & Bratli 2008 og T. Økland et al. (2001, 2004a,b)]. Her oppsummeres hovedtrekk i resultatene for endringer fra 2007 til 2015 og for hele 23-årsperioden:

Artsmangfoldet er betydelig redusert:

- Totalt antall arter registrert i de 50 1 m²-rutene i 2015 var 85; 14 færre enn i 2007; tre færre karplanter, 11 færre mosearter og 2 færre lavarter.
- I 23-årsperioden 1992 til 2015 har det totalt for alle rutene blitt registrert 18 færre arter; tre færre karplanter, 11 færre mosearter og tre færre lavarter (dvs. ingen lavarter registrert i rutene i 2015).
- Totalt artsantall pr 1 m²-rute (artstetthet) var signifikant lavere i 2015 enn i 2007; i gjennomsnitt 3,7 arter færre pr rute. Reduksjonen i totalt artsantall pr rute skyldes både karplanter (-1,54 arter pr rute) og kryptogamer (-2,2 arter pr rute). Ingen artsgrupper økte signifikant og alle artsgrupper med unntak av graminider og torvmoser hadde signifikant lavere artsantall pr rute i 2015 i forhold til 2007.
- I 23-årsperioden er totalt antall arter pr rute signifikant og sterkt redusert; i gjennomsnitt var det 5 færre arter pr flate i 2015 i forhold til 1992.
- Med unntak av torvmoser ble det signifikant færre arter pr rute i 23-årsperioden for alle artsgrupper. Bare torvmoser økte signifikant. Totalt antall mosearter gikk tilbake med 2,7 arter pr rute og karplanter med 2,2 arter pr rute. Av mosegruppene hadde levermoser den største reduksjonen pr rute mens urter og karsporeplanter ble mest redusert av karplantegruppene.

Reduserte mengder for mange karplanter og moser, noen få store mosearter har økt:

- I siste periode, fra 2007 til 2015, ble det signifikant mindre av 11 karplantearter; målt som smårutefrekvens i rutene (inkludert småplanter av gran og småmarimjelle, som begge naturlig kan variere en del over tid). Blant de artene det ble mindre av i rutene var tyttebær og flere vanlige urter og bregner. Bare hvitveis økte signifikant i mengde. Noen få arter viste også signifikante endringer målt som prosent dekning i rutene i siste periode.
- Det har i siste periode blitt signifikant mindre (målt som smårutefrekvens i rutene) av i alt 13 mosearter. Bare grantorvmose viste signifikant økning i smårutefrekvens.

- I 23-årsperioden fra 1992 til 2015 har det blitt signifikant mindre av 17 karplantearter målt som smårutefrekvens; blant annet blåbær, tyttebær og mange urter og karsporeplanter (her bregner) mens ingen økte signifikant. Mange av de samme karplantene viste også signifikant redusert mengde målt som % dekning i 23-årsperioden. Totalt tretten arter viste signifikante reduserte mengder målt som % dekning i vegetasjonsrutene.
- I 23-årsperioden har 18 mosearter og én lavart blitt signifikant redusert i mengde (målt som smårutefrekvens), mens bare den store bladmosen kråkefotmose og tre av (de fire registrerte) torvmoseartene økte signifikant. Av moseartene var det ni bladmosearter og ni levermosearter det hadde blitt mindre av. Det var i 2015 også signifikant mindre av åtte bladmosearter og ni levermosearter og to lavarter målt som % dekning i rutene enn i 1992. Etasjemose (**figur 4.4**), fjærmose, grantorvmose, tvaretorvmose og total torvmosedekning (**figur 4.5**) økte også signifikant i % dekning i rutene.
- Det var ingen signifikante endringer i artssammensetning i perioden fra 2007 til 2015. For 23-årsperioden var det imidlertid en signifikant endring i retning av artssammensetning typisk for litt tørrere og tettere skog langs den nest viktigste vegetasjonsgradienten fra fuktige til tørrere voksesteder.

4.4 Mulige årsaker til utviklingstrendene

De betydelige reduksjonene i karplantenes artsmangfold og artsmengder har trolig flere årsaker. Som i mange andre av TOV granskogsområdene er den vidt utbredte småbregnen fugletelg i tydelig tilbakegang i rutene. Blåbær og tyttebær og mange vanlige urter og bregner er også i tydelig tilbakegang i rutene. Tyttebær var tydelig skadet på mindre forhøyninger i terrenget, noe som trolig skyldes barfrost pga. at disse forhøyningene ikke var dekket av snø i kuldeperioder en av de siste vintrene. Det er usikkert hva som er årsaken til reduksjonen for blåbærmengdene men barfrost kan muligens ha innvirket. Reduserte mengder av mange urter og bregner må imidlertid ha andre årsaker. Det ble observert få spor etter smågnagere og beitepåvirkning.

For mosene er det sannsynlig at temperaturøkningen (i forhold til normalen) og med den økning i vekstsesongens lengde spesielt om høsten, har ført til at små og mellomstore moser har blitt utkonkurrert av enkelte store moser (overvoksing/konkurranse om mikrohabitater i skogbunnen). Færre smågnagertopper enn tidligere kan også ha påvirket artsmangfoldet negativt (smågnagere skaper åpninger i bunnsjiktet).

Det er sannsynlig at samvirkende effekter har vært en viktig årsak til vegetasjonsutviklingen i Urvatnet naturreservat: et tettere bunnsjikt pga. lengre vekstsesonger har favorisert vekst og vegetativ formering av største mosene om høsten og har resultert i mindre plass, ikke bare for mange små moser men også for karplanter. I Urvatnet naturreservat var granskogen gammel og relativt upåvirket av tidligere plukkhogst allerede før oppstarten i 1992 (stedvis 160 år gamle trær; Børset 1979, Angell-Petersen 1988, Haugen 1991) men endringer i tresjiktstruktur kan allikevel ikke utelukkes som medvirkende årsak til vegetasjonsendringene.

Endringene i Urvatnet naturreservat, både når det gjelder artsmangfold og artsmengder, stemmer overens med et mønster som er observert i alle de åtte granskogsområdene fra 1. (1988–1992) til 5. (2008–2015) omløp: artsmangfoldet reduseres og det blir mindre av mange arter, mens bare noen få arter øker i mengde. I Urvatnet naturreservat er artsmangfoldet redusert for både karplanter og moser, som i de fleste granskogsområdene, men reduksjonen i Urvatnet, som den også var i Bringan i Vassfaret (Økland & Nordbakken 2014), er spesielt stor (-5 arter i gjennomsnitt pr rute). Det er også svært mange arter med reduserte mengder. Supplerende feltundersøkelser (av tresjikt og humuskjemi, som har vært undersøkt tidligere) samt felteksperimenter er imidlertid nødvendig for å klarlegge årsaksforholdene til vegetasjonsutviklingen nærmere.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Urvatnet i 1992–2015

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsrutene (1 m²) i Urvatnet naturreservat i Meldal i 1992, 1997, 2002, 2007 og/eller 2015.

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Vedaktige planter og lyng		Bladmose (unntatt torvmoser; forts.)	
<i>Betula pubescens</i>	Vanlig bjørk	<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose
<i>Picea abies</i>	Gran	<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Hypnum callichroum</i>	Dunflette
<i>Empetrum nigrum</i> agg.	Krekling	<i>Mnium spinosum</i>	Strørtornemose
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjammemose
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	Glansjammemose
Urter og karsporeplanter		<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjammemose
<i>Aconitum septentrionale</i>	Tyrihjel	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
<i>Alchemilla</i> spp.	Marikåpe-slekta	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose
<i>Athyrium filix-femina</i>	Skogburkne	<i>Polytrichastrum alpinum</i>	Fjellbinnemose
<i>Blechnum spicant</i>	Bjørnekam	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
<i>Campanula rotundifolia</i>	Blåklokke	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	Fjellrundmose
<i>Circium heterophyllum</i>	Hvitbladistel	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Convallaria majalis</i>	Liljekonvall	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose
<i>Dryopteris expansa</i> agg.	Sauetelg	<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i> agg.	Fjærkransmose
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mjødurt	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Storkransmose
<i>Fragaria vesca</i>	Markjordbær	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Galium boreale</i>	Hvitmaure	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Sprinkelundmose
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	Strølundmose
<i>Geum rivale</i>	Enghumleblom	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Goodyera repens</i>	Knerot	Torvmoser	
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
<i>Hieracium Sylvatica-gr.</i>	Skogsveve	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
<i>Hieracium Vulgata-gr.</i>	Beitesveve	<i>Sphagnum rubiginosum</i>	Litorvmose
<i>Huperzia selago</i>	Lusegras	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	Levermoser	
<i>Listera cordata</i>	Småtteblad	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskeskjeggmoser
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmoser
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmoser
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Grynskjeggmoser
<i>Moneses uniflora</i>	Olavsstake	<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggmoser
<i>Orthilia secunda</i>	Nikkevintergrønn	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmoser
<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøkesyre	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose
<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengeving	<i>Calypogeia azurea</i>	Blåflak
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
<i>Prunella vulgaris</i>	Blåkoll	<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
<i>Ranunculus acris</i>	Bakkesoleie	<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Cephalozia loitlesbergeri</i>	Sveltglefsemose
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Cephalozia leucantha</i>	Blyggglefsemose
<i>Veronica chamaedrys</i>	Tveskjeggveronika	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika	<i>Cephalozia pleniceps</i>	Storglefsemose
<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol	<i>Harpanthus flotovianus</i>	Kildesalmonmose
Grassaktige planter		<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	<i>Lophocolea bidentata</i>	Totannblonde
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbeblonde
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Lophozia incisa</i>	Lurvflak
<i>Carex digitata</i>	Fingerstarr	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflak
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflak
<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr	<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
<i>Luzula multiflora</i>	Bakkefrytle	<i>Scapania scandica</i>	Butt-tvebladmoser
<i>Melica nutans</i>	Hengeaks	<i>Scapania umbrosa</i>	Sagtvebladmoser
Bladmose (unntatt torvmoser)		<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose	Lav	
<i>Cirriophyllum piliferum</i>	Lundveikmose	<i>Cladonia cenotea</i>	Meltraktlav
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav

5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2015

Tonje Økland, Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen og Rune Halvorsen

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (Økland 1990, R.H. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001) startet opp for snart 28 år siden og omfatter 17 referanseområder (**figur 2.1**). Med to unntak (Lundsneset og Øyenskavelen) reanalyseres disse fortsatt jevnlig. Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (etter to fusjoner: nå Norsk institutt for bioøkonomi) i perioden 1988–1992. I 1988 etablerte Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, et overvåkingsområde i Solhomfjell i barskog (gran- og furuskog). Fra 2005 er alle de gjenværende 9 granskogsområdene inkludert i TOV som TOV-granskogsområder. Seks områder ble etablert i bjørkeskog av NINA fra 1990 til 1993 (TOV-bjørkeskogsområder). Fra 1993 ble metodikken i bjørkeskogsområdene endret slik at den i hovedsak ble lik for bjørkeskog og granskog. Områdene spenner ut viktige klimagrader i Norge (jf Moen 1998) og ble opprinnelig etablert for å fange opp variasjonen i belastning av langtransporterte luftforurensinger i Norge (jf Tørseth & Semb 1997).

Gran- og bjørkeskogsområdene omfatter mer eller mindre sammenliknbar variasjon langs lokale økologiske grader innenfor samme naturtype, blåbærdominert bar- og bjørkeskog, inkludert noe fuktigere og rikere utforminger. I hvert område overvåkes vegetasjonen i 50 analyseruter (61 ruter i granskog i Solhomfjell) á 1 m² som til sammen antas å dekke den viktigste lokale økologiske variasjonen. Artsmengder registreres innen hver rute som smårutefrekvens (forekomst av hver art i 16 like store småruter, jf T. Økland 1988) og som prosent deknning. Områdene ble i utgangspunktet analysert hvert femte år, men åtte av ni granskogsområder analyseres nå hvert åttende år (se under Datagrunnlag og metoder).

Her rapporteres endringer i forekomst av noen få utvalgte av arter som kan tenkes å respondere på langtransporterte forurensinger og/eller klimaendringer (jf T. Økland et al. 2004a,b). I forhold til tidligere rapportering av de utvalgte artene omfatter dette kapitlet også resultater fra granskog i 2014 og fra både bjørkeskog og granskog i 2015.

Datagrunnlag og metoder

Datagrunnlaget består av 561 analyseruter fra granskog (fra og med 4. omløp analyseres bare 9 av 11 granskogsområder, dvs 460 ruter i granskog) og 300 ruter fra bjørkeskog. Vegetasjonsrutene i områdene ble til og med fjerde omløp alle analysert én gang hvert femte år, men fra og med femte omløp ble granskogsregistreringene, med unntak for Solhomfjell, lagt om til 8-årlig omløp. I femte omløp er derfor rutene i Grytdalen, Otterstadstølen, Granneset, Bringen og Urvatnet reanalysert etter åtte år. Resultatene fra granskogsområdene (**figur 5.1**) bygger på data fra perioden 1988–2015, mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 5.2**) baserer seg på registreringer utført etter 1992. I 2014 ble vegetasjonsrutene i granskogsområdet Bringen i naturreservat i Vassfaret (Buskerud) analysert og i 2015 ble vegetasjonsrutene i Urvatnet naturreservat (Sør-Trøndelag) analysert. For begge disse granskogsområdene var det 5. gangs analyse av disse vegetasjonsrutene. Det ble i 2014 ikke utført analyse i bjørkeskogsområdene mens det i 2015 ble utført gjenanalyse av Børgefjell (fjerde gjentak). For øvrig er datamaterialet det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2013 (T. Økland & Nordbakken 2014).

For artene gjøkesyre og fugletelg er gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter (til sammen 800 småruter i hvert område, 976 i Solhomfjell-området) brukt som mål på mengde innen hvert område. For smyle og etasjemose er gjennomsnittet av artenes prosentvise deknning innen alle 1 m² analyserutene i hvert område brukt som mengdemål. Dekningsdata for smyle fra første omløp i granskogsområdene (1988–1992) og for etasjemose fra 1988 er ikke presentert; fra 1988 fordi deknning ikke ble registrert (derfor mangler dekningsdata for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen) og for smyle fra perioden 1989–1992 fordi dataene er beheftet med noe større usikkerhet enn for etasjemose og for senere perioder. For øvrig er samme metodikk brukt for alle områder og omløp.

Gjøkesyre (*Oxalis acetosella*)

Gjøkesyre er en lavvokst flerårig plante som er vanlig i gran- og bjørkeskoger på frisk jordbunn med noe bedre mineralnæringstilgang enn i den fattigste blåbærskogen. Den trives dårlig på sur og svært basefattig jord (Ellenberg et al. 1992) og er i spiringsfasen følsom overfor surt substrat (Rodenkirchen 1998). Det er tidligere rapportert tilbakegang for arten i sørsvenske skoger, angivelig relatert til jordforsuring (Falkengren-Grerup 1986, 1990, Falkengren-Grerup & Tyler 1991, Brunet et al. 1997).

I perioden 1988–1998 hadde gjøkesyre stor tilbakegang i alle de sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 5.1**), mens utviklingstrenden i de andre granskogsområdene var mindre tydelig. Arten har liten dekning i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og til dels også Åmotsdalen (figur 5.2). Gjøkesyre viste her en motsatt utviklingstrend sammenliknet med granskogsområdene, med jevn framgang i Gutulia fra 1993 til 2013 og tilbakegang i det mer nordlige området Åmotsdalen fra 1993 til 2012. Arten forsvant fra rutene i Møsvatn i 2007.

Gjennom store deler av 1900-tallet forårsaket langtransporterte luftforurensinger («sur nedbør») forsuring og utvasking av mineralnæringsstoffer i jorda. Denne påvirkningen var sterkest lengst sør i landet der tilførselen av sur nedbør har vært stor, samtidig som jordsmonnet over store områder har lav bufferkapasitet. Tilbakegangen for gjøkesyre fram til og med 1998 i granskogsområdene langt sør i landet stemmer overens med det mønsteret vi ville forvente som en forsinket respons på jordforsuring.

I 2003 hadde mengdene av gjøkesyre tatt seg betydelig opp igjen i granskogsområdene Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka. I Rausjømarka fortsatte mengden av gjøkesyre å øke fra 2003 til 2008, men fortsatt fantes arten i færre småruter enn da rutene ble etablert i 1988. I Grytdalen ble den gjennomsnittlige forekomsten i smårutene redusert litt fra 2003 til 2011. Smågnagertoppen i 2010/11 kan ha bidratt til denne utviklingen, da vegetasjonen i Grytdalen i 2011 var tydelig påvirket av smågnagere (Økland, pers. obs.). Som i Rausjømarka var den gjennomsnittlige forekomsten i smårutene derfor fortsatt lavere enn da rutene ble etablert i 1988. Den positive utviklingen etter 2003 for gjøkesyre i Solhomfjell har fortsatt til og med 2013. Arten har her stabilisert seg på et betydelig høyere nivå enn i 1988, i motsetning til i Rausjømarka og Grytdalen, der arten fortsatt er noe redusert i forhold til utgangspunktet i 1988.

Utviklingen for gjøkesyre i de øvrige granskogsområdene viser ingen tydelige trender og varierer både mellom år og mellom områdene. I Otterstadtdølen og Bringen har antall småruteforekomster variert noe mellom år, men ved de siste analyseårene (henholdsvis 2012 og 2014) har forekomstene økt noe i forhold til oppstart av overvåkingen (henholdsvis i 1989 og 1991). Også i granskogsområdene i Gutulia, Granneset og Urvatnet har antall småruteforekomster variert mellom år, men i disse områdene var mengdene ved siste analyseår (henholdsvis 2009, 2013 og 2015) litt lavere enn ved overvåkingsstart (i henholdsvis 1989, 1990 og 1992).

Det er trolig flere årsaker til den varierende utviklingen for gjøkesyre i granskogsområdene. Mindre langtransportert forurensing kan ha virket positivt på de sørlige områdene, men endringene i de andre områdene må ha andre årsaker. Trolig er det flere samvirkende mekanismer; tettere bunnsjikt på grunn av mildere klima og lengre vekstsesong om høsten kan hindre frøspiring og overlevelse (se bl.a. T. Økland 2004 og T. Økland et al. 2015). Smågnagertopper, som den rundt 2011, kan ha bidratt til å åpne opp bunnsjiktet i enkelte områder, men smågnagere kan også beite på plantene og dermed i første omgang virke negativt på mengdeutviklingen. Lavere innhold av næringsstoffer i humussjiktet og/eller endringer i tresjiktstrukturen kan heller ikke utelukkes som årsaker.

Framgangen for gjøkesyre i bjørkeskogen i Gutulia som ble observert mellom 2008 og 2013, kan neppe forklares av en forbedring i forsuringssituasjonen, da feltet ligger i et område som er lite påvirket av langtransportert forurensing. Økningen kan imidlertid skyldes lokale endringer i mikroklimaet, da gjøkesyre også er en art som i løvskog kan favoriseres av lys og som også er en

svak termofil art (Hill et al. 1999, Aarrestad pers. obs.). Andre årsaker kan skyldes endrete beiteforhold. Tilbakegangen av arten i Åmotsdalen i 2011 skyldes utvilsomt et økt beitepress fra husdyr og til dels også fra smågnagere, noe som har resultert i en generell tilbakegang av de fleste grasarter og urter i dette overvåkingsområdet.

Fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*)

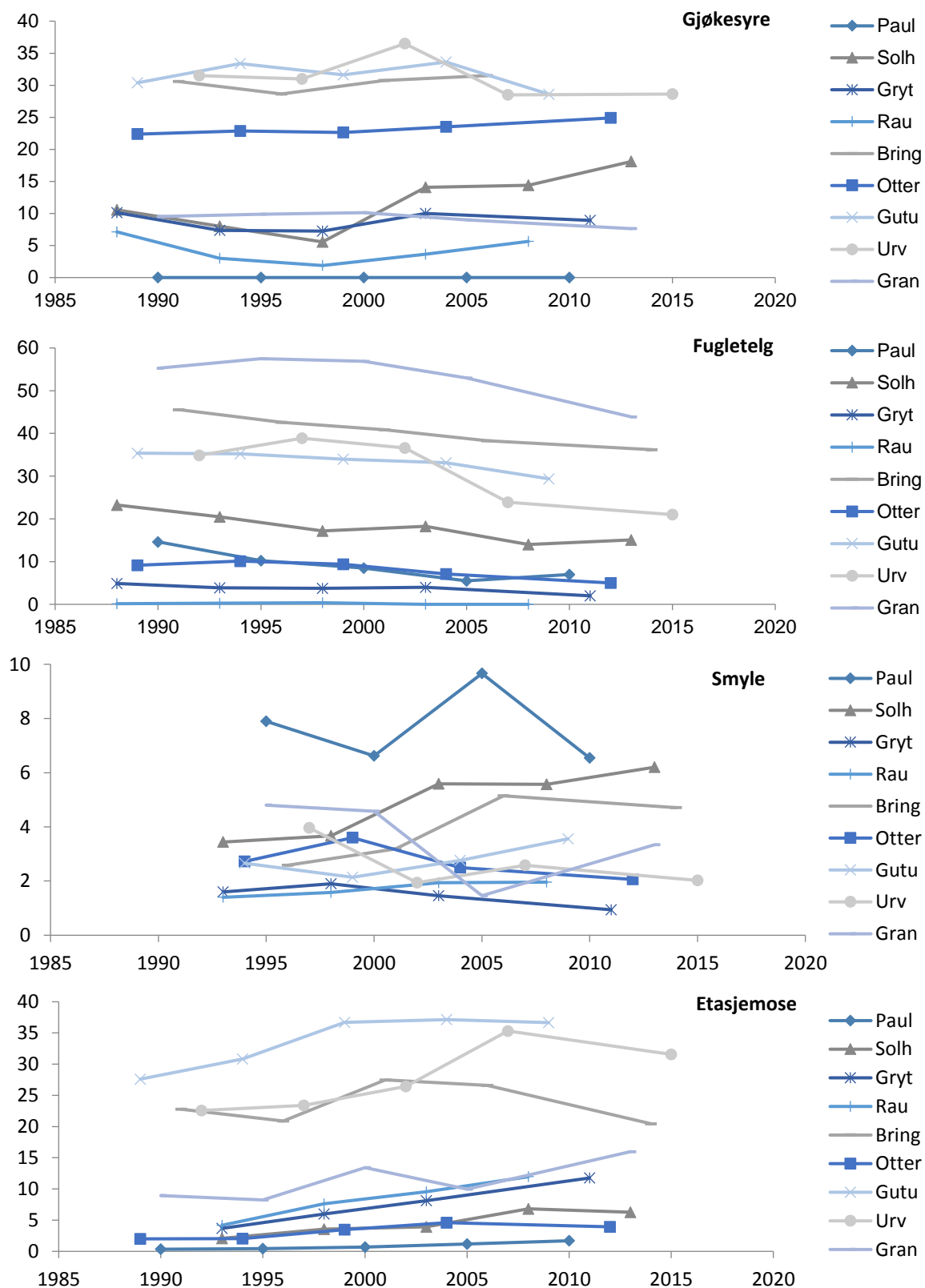
Fugletelg er en vanlig småbregne som forekommer mer eller mindre i de samme skogtypene som gjøkesyre. Begge artene har omtrent samme krav til baserikhet (Ellenberg et al. 1992) og kan derfor, i utgangspunktet, forventes å ha omtrent samme følsomhet for forsuring.

Gjennom de fire første omløpene (1989–2008) hadde fugletelg stor tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen i Vest-Agder og betydelig tilbakegang også i andre granskogsområder på Sør- og Østlandet (**figur 5.1**). I granskogene lenger nord i landet ble det ikke observert like tydelige utviklingstrender for fugletelg i de første omløpene, men fra 4. omløp har arten også der i hatt tilbakegang. I bjørkeskogsområdene har arten enkelte områder gått fram (Møsvatn, Gutulia, Dividalen), mens den i andre områder har gått tilbake (Lund og Børgefjell), altså uavhengig av nord-sørgradienten (**figur 5.2**).

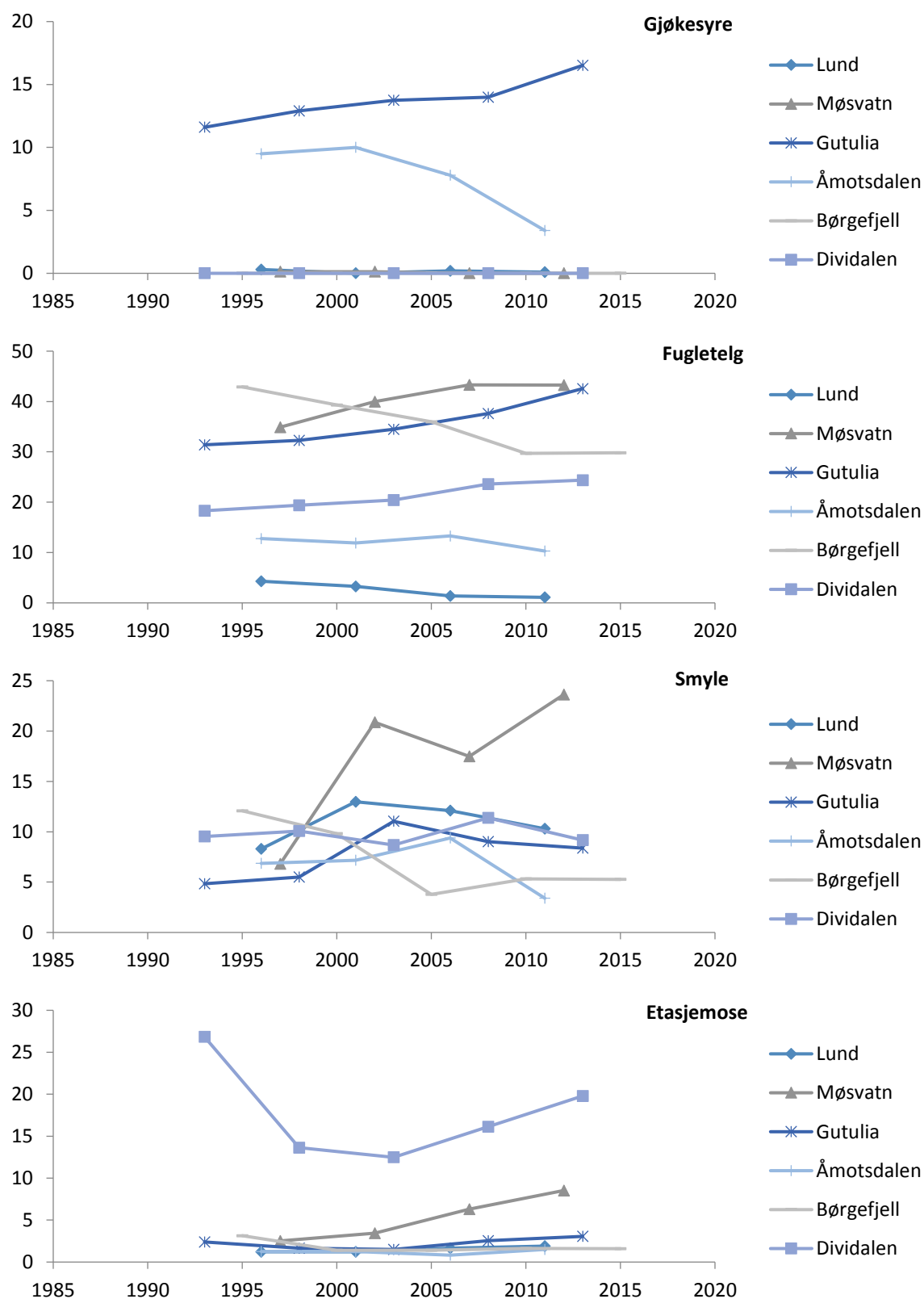
Etter registreringene i femte omløp er det stor reduksjon i antall småruteforekomster i åtte av de ni granskogsområdene i forhold til starten av overvåkingen. I Rausjømarka har det aldri vært observert mye fugletelg i rutene, og arten er ikke registrert der etter 1998. I de sørligste områdene, Grytdalen, Paulen, Solhomfjell, er antall småruteforekomster redusert til henholdsvis 41 %, 65 % og 48 %, sammenlignet ved overvåkingsstart (i henholdsvis 1988, 1990 og 1988). I de øvrige områdene varierer antall småruteforekomster registrert i femte analyseomløp fra 55 % til 83 % av antallet registrert ved overvåkingsstart. Minst reduksjon har det vært i Gutulia, dernest Granneset og Urvatnet, men det er en tydelig nedadgående trend også for disse områdene. I de fleste av granskogsområdene har det vært lite smågnagere mellom ca. 1989/1990 og ca. 2010/2011 (unntaket var en smågnagertopp i Granneset i 2001). For øvrig er det bare registrert smågnagertopp rundt 2010/2011 i Grytdalen og Granneset (Økland, pers. obs., Halvorsen, pers. obs.). I Bringen og Vassfaret, der populasjonsstudier av etasjemose ikke utføres, kjenner vi ikke til om det har vært smågnagertopper mellom analyseårene, men det er sannsynlig at det ikke har vært flere smågnagertopper der enn i de andre litt høyereliggende granskogsområdene, for eksempel Grytdalen. I Otterstadstølen er det ikke registrert smågnagertopp siden 1989, men det ble observert en del tegn til økt beitepåvirkning av hjort i 2012.

Fugletelgs nedadgående utviklingstrend for alle granskogsområdene skyldes sannsynligvis flere medvirkende/samvirkende påvirkningsfaktorer. Selv om langtransporterte forurensninger er redusert siden 90-tallet er det fortsatt en negativ utviklingstrend for arten i de sørlige områdene, men også i de mer nordlige overvåkingsområdene, som har vært lite utsatt for langtransporterte forurensninger i hele overvåkingsperioden. Det er imidlertid mulig at fortettingen i bunnsjiktet pga økte temperatur og lengre vekstsesong kan ha påvirket fugletelg negativt, blant annet ved lavere spiringsevne og mindre tilgang til lys og næringsstoffer i de tette mosemattene, men andre årsakssammenhenger kan heller ikke utelukkes (som for gjøkesyre). For øvrig er det en stadig tydeligere trend at flere vanlige urter og bregner går tilbake i disse granskogene.

Fugletelg viser ulike endringsmønstre i de ulike overvåkingsområdene i bjørkeskog. Tilbakegangen for fugletelg i Lund kan tolkes som en forsinket respons på jordforsuring, mens framgangen for fugletelg i Møsvatn trolig kan settes i sammenheng med avtakende jordforsuring (Økland et al. 2009b). Framgangen i Gutulia og Dividalen, der forurensningen har vært minimal, kan ikke forklares med avtakende jordforsuring. Trolig kan mikroklimatiske endringer være en mulig årsak, da gjøkesyre og fugletelg i Gutulia viser omtrent samme utviklingstrend (se ovenfor under gjøkesyre).



Figur 5.1 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkningsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2015. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkesyre og fugletelg, som prosent dekning for smyle og etasjemose. Områdenes plassering er vist i figur 2.1.



Figur 5.2 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1993-2015. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkesyre og fugletelg, som prosent dekning for smyle og etasjemose. I 1993 ble registreringsmetoden i bjørkeskog lagt om til samme metode som for gransskog, og data fra før 1993 er derfor ikke vist. Områdenes plassering er vist i figur 2.1.

En svak tilbakegang av fugletelg i Åmotsdalen i 2011 kan skyldes økt beitepress av husdyr. I Børgefjell har fugletelg gått jevnt tilbake fra førstegangs analyse i 1995, men er nå stabilisert rundt en gjennomsnittlig dekning på ca. 30 %. Denne tilbakegangen kan vanskelig settes i sammenheng med endringer i forurensing, da Børgefjell ligger i et område med liten tilførsel av langtransporterte luftforurensninger. Det er mulig at nedgangen av fugletelg her skyldes en kombinasjon av andre faktorer, som for eksempel endret beitetrykk, gjengroing og flere år med smågnagertopper.

Smyle (*Avenella flexuosa*)

Smyle er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge og som finnes i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Arten begunstiges av god nitrogentilgang og økt lystilgang. Økte avsetninger av langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring på at smyle har økt i mengde i sørsvenske skoger (Odell & Ståhl 1998, Strengbom et al. 2003, Nordin et al. 2005).

En betydelig framgang for smyle ble observert i flere av de sørlige overvåkingsområdene, i så vel granskogsområdene Paulen, Solhomfjell og Bringen som i bjørkeskogsområdene Lund og Møsvatn, men også i Gutulia og Åmotsdalen (som ligger litt lenger nord; **figur 2.1, 5.1 og 5.2**), fram til fjerde omløp. Fra og med fjerde omløp varierer utviklingen mellom granskogsområdene. Gjennomsnittlig prosent dekning er fortsatt noe høyere i enkelte av de mer sørlige områdene, men i flere andre granskogsområder er det ingen tydelig trend. Ser man bort fra Børgefjell, er det svak økning i de fleste TOV-bjørkeskogområdene, særlig Møsvatn. Den lille tilbakegangen for smyle i Gutulia og Dividalen i siste periode (2008–2013) er ikke mer enn hva som kan tolkes som naturlig dynamikk.

Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Aas et al. 2012), og det kan således være en sammenheng mellom tilførsler av langtransportert nitrogen og den økte dekningen av smyle som er observert i flere av de sørlige overvåkingsområdene gjennom de tre/fire første omløpene. Som for gjøkesyre og fugletelg er det imidlertid trolig flere medvirkende/samvirkende årsaker til utviklingen. Endringer i tresjiktstruktur kan være en årsaksfaktor i enkelte områder både i granskogene og bjørkeskogene, da økt lystilgang klart begünstiger smyle. Således kan økningen av smyle i bjørkeskogsområder som Møsvatn skyldes økt nitrogentilgang fra nedbryting av strø, forårsaket av bjørkemålerangrep, og/eller en generell økning i lystilgang som resultat av et mer glissent trekronedekke (jfr Strengbom et al. 2004). Den sterke nedgangen av smyle i Børgefjell skyldes hovedsakelig en fortetting av tre- og busksjikt og relativt høyt beitepress av tamrein og smågnagere, mens reduksjonen av smyle i bjørkeskogsområdene i Lund og Åmotsdalen ved siste gjenanalyse i 2011 trolig skyldes år-til-år-variasjoner i beitetrykk, både av smågnagere og husdyr.

Smågnagerpåvirkning er trolig også en medvirkende årsak til utviklingen i enkelte granskogsområder. I Grytdalen ble det observert mange smågnagere og spor etter smågnagere ved registreringene i 2011, og smågnagerne bidro trolig til reduksjonen i smyledekning fra 2003 til 2011. Smyledekningen var imidlertid også redusert i Paulen og Bringen fra fjerde til femte omløp. I Solhomfjell, Gutulia og Granneset har smyledekningen økt også i siste omløpsperiode. Granneset hadde en smågnagertopp både i 2001 og 2011. Trolig kan utviklingen i Granneset være en seneffekt av smågnagerpåvirkningen, som har negative effekter på de fleste artene på kort sikt (spesielt det første året etter toppen, som i Grytdalen), men som deretter resulterer i mengdeøkning for arter som f.eks. smyle, som har god evne til å kolonisere nakne flekker i skogbunnen og som vokser raskt. Granskogene er i svært liten grad påvirket av sauebeiting (det var noen dyr i Otterstadstølen tidligere i overvåkingsperioden), men i Otterstadstølen kan økt hjortebeite ha påvirket smyleutviklingen.

Etasjemose (*Hylocomium splendens*)

Etasjemose er en av de vanligste store mosene i norske skoger. I likhet med de fleste andre moser vokser etasjemosen når den er fuktig (det vil si i fuktig vær og fram til skogbunnen tørker opp igjen), mens den går inn i en «dvaletilstand» når den er tørr. Moser vokser selv når grade-stokken kryper under null dersom marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937). Etasjemosemengden

forventes derfor å øke når klimaet endrer seg i gunstig retning for mosevekst, det vil si når vekstsesongene blir lengre og fuktigere (R.H. Økland 1997, T. Økland 2001, 2004a,b).

Etasjemose viste en betydelig framgang i alle granskogsområdene fra tredje til fjerde omløp, med unntak av det nordligste området, Granneset (**figur 5.1**). I områder der det var lite etasjemose fra før, dekket etasjemosen etter fjerde omløp omtrent dobbelt så mye eller enda mer av skogbunnen sammenlignet med første omløp. En liknende trend er også observert for andre store mosearter; i noen av områdene dominerer andre store moser mer enn etasjemose i vegetasjonsrutene. I flere av granskogsområdene har etasjemose hatt økt dekning i rutene også fra fjerde til femte omløp (i Paulen, Solhomfjell, Grytdalen, Rausjømarka og Granneset; i Solhomfjell ble det imidlertid registrert en liten reduksjon fra femte til sjette omløp). I Bringen og Urvatnet viste etasjemose en tendens til noe redusert dekning fra fjerde til femte omløp. I disse områdene har imidlertid andre store moser økt i dekning fra fjerde til femte omløp.

I alle granskogsområdene unntatt Bringen er etasjemosedekningen fortsatt betydelig høyere enn ved starten av overvåkingen. Mildere høstklimate og derved lengre vekstsesonger er høyst sannsynlig en viktig årsak til mengdeøkningen i de fleste områdene. Økning av store moser i bunnsjiktet har vist seg å være negativt for arts mangfold og mengder av små moser og er trolig også en årsak til det lavere arts mangfoldet og mengdereduksjonen for mange karplanter som er registrert fra fjerde til femte omløp i de fleste granskogsområdene. Smågnagere har også betydning for utviklingen i bunnsjiktet. Fravær av smågnagertopper favoriserer vekst og formering av store konkurransesterke moser, mens det blir mindre av mange andre arter. På den annen side kan også åpning av bunnsjiktet, for eksempel på flekker der det ikke har vært store moser på forhånd, også være positivt for etasjemoseutviklingen.

Dekningen av etasjemose er svært liten i overvåkingsområdene i fjellbjørkeskogene. Etasjemose er en relativt lyskrevende art (Hill et al. 1999), og den lave dekningen kan skyldes et relativt tett strølag som hindrer lystilgang. Barskere klima i fjellnære bjørkeskoger kan også begrense mosenes vekst der. Samtidig beites arten av smågnagere (Ericson 1977, R.H. Økland 1995, Rydgren et al. 2007). Endringene i etasjemosens dekning er relativt små i bjørkeskogsflatene, med unntak av i det sørlige overvåkingsområdet Møsvatn, der arten har vist en jevn framgang siden 2002, og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen, der dekningen gikk betydelig tilbake fra 1993 til 2003. Både i Gutulia og Dividalen økte etasjemosedekningen fra 2008 til 2013, betydelig mer i det nordligste området Dividalen. Det er ikke registrert en smågnagertopp i Dividalen på lenge, noe som kan forklare framgangen av etasjemose her.

6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Børgefjell og oppstart av ny overvåkingsserie i Solhomfjell 2015

Marianne Evju, Inga E. Bruteig og Heidi E. Myklebost

Formålet med epifyttovervåkingen i TOV-områdene er å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger eller andre miljøendringer. Overvåkingsflatene for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Børgefjell og Solhomfjell ble etablert i 1990 (Hilmo 1991, Hilmo & Wang 1991), med gjenkartlegging i 1995 (Bruteig 1996), 2000 (Bruteig 2001), 2005 (Hagen et al. 2006) og 2010 (Evju et al. 2011).

Noen endringer er gjort siden 2010. I Børgefjell har vi, etter å ha analysert innsamlede data fra de ulike prøveflatene og sett på endringer over tid, avsluttet overvåkingen av to prøveflater (Evju et al. 2015). Disse to prøveflatene, nr. 2 og 4, lå svært nært, både fysisk og med hensyn til artssammensetning, andre prøveflater i samme område. I tillegg besluttet vi å flytte takseringslinjene slik at samme høyde over bakken blir benyttet i alle overvåkingsområdene. I 1990 ble første linje lagt mellom 1,5 og 1,7 m i Børgefjell, for sikre at linjene lå over gjennomsnittlig snønivå, og avstanden mellom linjene ble satt til 10 cm. I alle andre TOV-områder er første takseringslinje lagt 1,3 m over bakken og avstanden mellom linjene er 20 cm. I 2015 etablerte vi nye linjer over og under de gamle linjene, slik at metodikken nå er helhetlig for alle områder og omfatter fem takseringslinjer på høydene 1,3 m, 1,5 m, 1,7 m, 1,9 m og 2,1 m. Det betyr at for hvert av overvåkingstrærne i Børgefjell har vi tre linjer med data for hele overvåkingssperioden. Årets dataanalyser tar utgangspunkt i alle fem undersøkte linjer for å beskrive status for 2015, og i de tre felleslinjene for å beskrive endringer siden oppstarten i 1990. Det betyr at tallene som presenteres i tabellene kan avvike fra tall i tidligere rapporter fra Børgefjell. To trær hadde gått ut siden 2010 (flate 3). Disse ble erstattet med nye trær.

I Solhomfjell ble det i 2015 etablert fem nye prøveflater med bjørketrær. De opprinnelige overvåkingstrærne i Solhomfjell var furutrær, men artssammensetningen på furu er lite sammenlignbar med artssammensetningen på bjørk. I tillegg er barken av furu et mer ustabilt substrat enn bjørkebark, da barken danner dype sprekker og ytre barkflak flasser kontinuerlig av. Bjørkebark er mer stabilt og således bedre egnet til å overvåke endringer i epifyttfloraen over tid. Solhomfjell representerer en del av gradienten i nitrogen- og svovelnedfall som vi mener er viktig å fange opp i TOV. Vi besluttet derfor å avslutte overvåkingen på furu og etablere ny overvåking av epifyttvegetasjonen på bjørk, se Evju et al. (2015) for detaljer. Årets dataanalyser er derfor en beskrivelse av status for 2015.

Temperaturloggere er montert på hvert overvåkingstre og samler inn data på temperatur og luftfuktighet fire ganger i timen. pH måles nå på hvert overvåkingstre. I tillegg tas det hemisfæriske fotografier (HemiView-bilder) av hvert overvåkingstre, som gir informasjon om kronedekning (bladarealindeks) og dermed lystilgang på bjørkestammene (se Evju et al. 2015 for detaljer). HemiView-bildene er analysert i programvaren HemiView 2.1, med fast terskelverdi på 126, men med manuell justering av terskelverdi der værforholdene (mørke skyer eller mye direkte sol) ga åpenbare feiltolkninger av bildet (gjelder 7 av 90 bilder).

Enveis ANOVA er brukt for å analysere forskjeller i mellom flater i 2015, både med hensyn på overvåkingstrærnes egenskaper (høyde, omkrets, pH og kronedekning) og dekning av epifytter. For å undersøke forskjeller i mikroklima (gjennomsnittlig årstemperatur, antall dager med gjennomsnittstemperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ og luftfuktighet på dager med gjennomsnittstemperatur $> 0^{\circ}\text{C}$), brukte vi den ikke-parametriske metoden Kruskal-Wallis test, fordi kravene parametriske tester ikke ble oppfylt. Lineære miksete modeller er brukt for å analysere endringer i epifyttdekning over tid (år som kontinuerlig variabel) og i siste 5-årsperiode (2010 mot 2015), med tre nøstet i felt som tilfeldige faktorer. Kjikvadrattest er brukt for å analysere endringer i skadeomfang mellom år. Dekning av artsgrupper og enkeltarter er arcsin-transformert før analysene. For å få et

inntrykk av variasjon i artssammensetning på overvåkingstrærne i Solhomfjell, gjennomførte vi en ordinasjonsanalyse. Vi brukte GNMDS (Global Non-Metric Dimensional Scaling) med Brays ulikhetsindeks i pakken "vegan" i R.

6.1 Resultater fra Børgefjell

Fordi størrelsen på overvåkingstrærne måles som omkrets av nederste takseringslinje, er 2015-data ikke sammenlignbare med tidligere års data. Trærnes høyde har avtatt noe over tid (**tabell 6.1**, $p < 0,001$), men det er ingen endring i høyde mellom 2010 og 2015 ($p = 0,351$).

pH i barken på overvåkingstrærne varierer mellom 3,13 og 4,24. Det er noe variasjon mellom flatene ($p = 0,002$), med høyest verdi i flate 6 og lavest i flate 5 (**tabell 6.2**). Kronedekning, målt som bladarealindeks, varierer også mellom flatene ($p < 0,001$), med størst kronedekning i flate 1 og mer lysåpen skog i flate 3 og 6 (**tabell 6.2**). Både gjennomsnittstemperaturen og antall dager med temperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ var betraktelig lavere i flate 1 enn i de andre flatene (**tabell 6.2**), mens luftfuktigheten var noe høyere i flate 0 enn de andre flatene ($p < 0,001$ for alle tre variablene).

Tabell 6.1 Høyde (m) og brysthøydeomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i fem prøveflater i Børgefjell. Gjennomsnitt av sju trær i 1990 og åtte trær i 1995, 2000, 2005, 2010 og 2015, med standardavvik. Fordi nederste takseringslinje ble flyttet i 2015, er tallene for omkrets ikke sammenlignbare med tidligere år, og det er ikke lagt inn gjennomsnitt per flate.

Prøveflate	0	1	3	5	6	totalt
Trehøyde (m)						
1990		9,1 ± 1,2	10,0 ± 0,6	10,0 ± 0,8	8,4 ± 0,8	9,4 ± 1,1
1995		8,8 ± 1,1	9,3 ± 0,8	8,3 ± 1,0	7,8 ± 0,5	8,5 ± 1,0
2000		8,7 ± 1,5	8,0 ± 1,6	8,3 ± 1,1	7,6 ± 0,8	8,1 ± 1,3
2005	9,3 ± 1,6	8,4 ± 1,2	8,5 ± 1,1	8,3 ± 1,2		8,6 ± 1,3
2010	9,6 ± 1,7	8,6 ± 1,7	8,3 ± 1,1	8,3 ± 1,1	7,4 ± 0,9	8,4 ± 1,5
2015	10,0 ± 1,9	8,6 ± 1,8	7,8 ± 1,3	8,6 ± 1,2	7,1 ± 0,8	8,4 ± 1,7
totalt	9,6 ± 1,7	8,7 ± 1,4	8,6 ± 1,3	8,6 ± 1,2	7,7 ± 0,9	8,6 ± 1,4
Treomkrets (cm)						
1990		43,1 ± 7,2	53,0 ± 8,8	52,6 ± 5,4	46,7 ± 8,1	47,0 ± 8,0
1995		43,3 ± 7,2	53,0 ± 8,5	50,6 ± 5,1	47,6 ± 7,7	46,9 ± 7,9
2000		44,8 ± 8,8	48,9 ± 7,4	50,3 ± 5,7	45,5 ± 6,6	46,1 ± 7,0
2005	44,8 ± 10,2	44,1 ± 9,1	49,5 ± 7,1	51,3 ± 6,9	46,4 ± 7,2	46,6 ± 7,8
2010	48,1 ± 9,7	45,4 ± 8,5	51,0 ± 7,5	54,0 ± 6,9	48,1 ± 6,9	48,6 ± 7,9
2015	52,6 ± 11,7	46,0 ± 6,8	50,3 ± 10,3	56,5 ± 6,7	51,4 ± 7,5	51,4 ± 9,1

Tabell 6.2 pH, bladarealindeks (LAI), årsmiddeltemperatur ($^{\circ}\text{C}$) (Årtemp.), antall dager med middeltemperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ (GDD) og gjennomsnittlig luftfuktighet (%) på dager med middeltemperatur $> 0^{\circ}\text{C}$ (Fukt) på undersøkelsestrærne i fem prøveflater i Børgefjell. Gjennomsnitt av åtte trær.

Prøveflate	0	1	3	5	6
pH	3,77 ± 0,08	3,88 ± 0,30	3,65 ± 0,25	3,59 ± 0,24	4,00 ± 0,10
LAI	1,36 ± 0,17	1,77 ± 0,29	1,09 ± 0,33	1,33 ± 0,13	1,07 ± 0,38
Årtemp.	3,09 ± 0,11	2,68 ± 0,36	3,26 ± 0,07	3,46 ± 0,11	3,37 ± 0,10
GDD	260,4 ± 2,6	230,3 ± 15,1	255,0 ± 2,1	251,6 ± 2,4	249,4 ± 2,9
Fukt.	88,9 ± 1,6	86,9 ± 0,7	86,5 ± 0,8	84,6 ± 0,6	85,3 ± 0,7

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i Børgefjell i 2015

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Børgefjell i 2015 var på 72,1 % (**tabell 6.3**). Dekningen av naken bark utgjorde i gjennomsnitt 32,5 % av stammearealet. Bladlav er gruppen med størst dekning (63,7 %), fulgt av skorpelav (4,3 %), busklav (2,7 %) og sopp (1,4 %).

Det er registrert 49 takson på undersøkelsestrærne i 2015 (**tabell 6.4**): 2 bladmoser, 2 levermoser, 15 bladlav, 3 busklav, 24 skorpelav, 2 sopp (inkludert samlegruppe for pyrenokarp, ikke-likenisert sopp) og 1 alge. Begerlav, brunskjegg og strylav blir bare registrert på slektsnivå, som standard i TOV. I alt 6 arter ble ikke gjenfunnet i 2015: bladmosene kystputemose *Dicranowesia cirrata* og bergsigd *Dicranum fuscescens*, skorpelavene *Biatora aegrefaciens*, *Pertusaria* sp. og *Pyrrhospora cinnabarina* og soppen *Cystobasidium hypogymniicola* (**tabell 6.4**). Fem arter ble funnet nye i 2015: bladmosen glansjamnemose *Plagiothecium laetum*, bladlaven sukkerlav *Hypogymnia farinacea* og skorpelavene *Japewia subaurifera* og *Ochrolechia alboflavescens*, i tillegg til algen *Trentepohlia* sp.

Tabell 6.3 Gjennomsnittlig dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og never på stammen av bjørk i fem prøveflater i Børgefjell. Tallene er basert på tre takseringslinjer pr tre som er undersøkt alle seks årene.

Prøveflate		0	1	3	5	6	snitt
busklav	1990		1,5	0,9	1,0	1,5	1,2
	1995		2,8	1,2	2,3	2,5	2,2
	2000		2,5	0,6	1,8	1,8	1,7
	2005	0,1	2,6	0,9	0,7	0,3	0,9
	2010	0,1	4,1	1,8	2,4	0,8	1,8
	2015	0,4	8,3	2,2	1,6	0,9	2,7
bladlav	1990		52,9	62,6	55,1	71,7	60,6
	1995		63,5	65,7	70,6	77,1	69,2
	2000		67,1	68,4	70,9	72,6	69,8
	2005	54,9	64,8	75,4	71,6	67,6	66,9
	2010	62,4	63,0	77,8	70,6	63,9	67,5
	2015	60,6	57,6	71,1	64,0	65,2	63,7
skorpelav	1990		7,5	2,6	1,6	3,6	3,8
	1995		5,7	5,2	2,3	4,2	4,3
	2000		6,9	3,5	2,8	7,1	5,1
	2005	2,6	6,2	4,5	2,6	6,5	4,5
	2010	3,4	7,0	5,1	2,8	8,3	5,3
	2015	4,4	6,4	2,3	1,8	6,7	4,3
sopp	1995		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	2000		1,1	0,2	1,0	1,0	0,8
	2005	5,0	0,4	0,5	0,0	0,0	1,2
	2010	8,0	0,4	0,2	0,3	0,0	1,8
	2015	4,0	1,3	0,7	0,9	0,0	1,4
epifytter totalt	1990		61,9	66,2	57,7	76,8	65,6
	1995		72,0	72,1	75,2	83,8	75,8
	2000		77,6	72,7	76,5	82,5	77,3
	2005	62,7	74,0	81,4	74,8	74,4	73,4
	2010	74,0	74,6	85,0	76,1	73,0	76,5
	2015	69,4	73,7	76,4	68,3	72,8	72,1
bark	1990		41,4	35,3	46,4	27,6	37,7
	1995		36,6	33,5	32,3	23,9	31,6
	2000		27,3	29,9	27,3	20,3	26,2
	2005	39,2	29,0	22,2	26,7	27,7	29,0
	2010	28,5	33,7	21,5	29,0	30,3	28,6
	2015	33,6	34,6	28,1	35,9	30,4	32,5

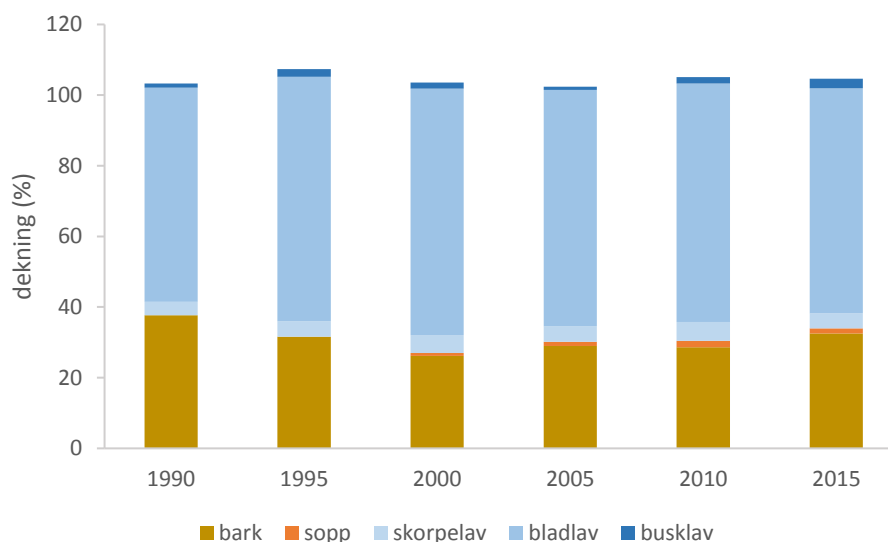
Tabell 6.4 Epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøveflater i overvåkingsområdet Børgefjell. Frekvens er andel i % av trærne med forekomst av arten, og dekning er gjennomsnittlig dekning i % på takseringslinjene. Dekningstallene er basert på tre takseringslinjer pr tre som er undersøkt alle seks årene. x betyr at arten er registrert på treet, men ikke på takseringslinjene.

			Frekvens						Dekning					
Vitenskapelig navn	Norsk navn	Kode	1990	1995	2000	2005	2010	2015	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Bladmoser														
<i>Dicranoweisia cir-rata</i>	Kystputemose	Dico cir					3	3					x	x
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	Dicr fus					3	3					x	x
<i>Dicranum</i> sp.	Sigdmose	Dicranuz		9	9	45	55	60		x	x	x	x	x
<i>Plagiothecium laetum</i>	Glansjamnemose	Plat lae						3						x
<i>Plagiothecium</i> sp.	Jamnemoseslekta	Plagiotz						5						x
Levermoser														
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefot-skjeggmoser	Barb lyc					5	5	5				x	x
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse	Ptil pul			3	8	28	40		x	x	x	x	x
Busklav														
<i>Alectoria</i> sp.	Skjeggglav	Alectorz					13	3	3	x	x	x	x	0,02
<i>Bryoria</i> sp.	Brunskjegg	Bryoriaz	89	100	100	98	98	98	1,22	2,12	1,68	0,92	1,84	2,68
<i>Cetraria</i> sp.		Cetraraz					3					x		
<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav	Cladoniz		6	6	28	40	55		x	x	x	x	x
<i>Usnea</i> sp.	Strylav	Usneaz	4	13	15	8			x	x	x	x		
Bladlav														
<i>Cetraria sepincola</i>	Bjørkelav	Cet sepi	7	9			13	20	18	x	x		x	x
<i>Hypogymnia austrodes</i>	Seterlav	Hyp aust					5	8	3				x	x
<i>Hypogymnia austrodes/bitteri</i>	Seterlav/Gran-seterlav	Hyp/aust			3									
<i>Hypogymnia farinacea</i>	Sukkerlav	Hyp fari						3						x
<i>Hypogymnia physodes</i>	Vanlig kvistlav	Hyp phys	100	100	100	100	100	100	27,3	34,7	39,9	39,3	38,7	37,9
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Kulekvistlav	Hyp tubu	71	84	84	95	98	75	1,32	1,27	0,44	0,75	1,12	0,80
<i>Imshaugia aleurites</i>	Furustokklav	Ims aleu	32	53	38	40	38	28	0,23	0,37	0,33	0,26	0,25	0,02
<i>Melanelia olivacea</i>	Snømållav	Mel oliv	89	100	100	100	98	95	14,4	11,4	9,66	9,72	8,98	6,80
<i>Parmelia saxatilis</i>	Grå fargelav	Par saxa						3					x	x
<i>Parmelia sulcata</i>	Bristlav	Par sulc	100	100	97	100	100	100	14,2	17,5	16,4	13,5	14,3	14,2
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Gul stokklav	Par ambi	89	97	97	90	100	100	2,72	3,54	2,22	2,53	3,16	3,37
<i>Parmeliopsis hypoptera</i>	Grå stokklav	Par hype	7	97	100	98	93	93	x	x	0,02	0,05	0,02	0,04
<i>Platismatia glauca</i>	Vanlig papirlav	Pla glau	25	69	84	70	78	78	0,03	0,14	0,36	0,26	0,43	0,37
<i>Protopannaria pezizoides</i>	Skålfiltlav	Pri pezi		3			3	3		x			x	x
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Vanlig kruslav	Tuc chlo	46	88	72	73	65	48	0,33	0,35	0,40	0,42	0,55	0,19
<i>Vulpicida pinastri</i>	Gullroselav	Vul pina	25	59	59	73	68	63	x	0,05	0,02	0,02	0,05	0,03
Skorpelav														
A Microlichen	Skorpelav, ubestemt	Ubest			6	13	3	3			x	0,02	x	x
<i>Bacidia igniarii</i>		Bac igni		3						x				
<i>Biatora aegrefaciens</i>		Bia aegr				3	3						x	x
<i>Biatora chrysantha</i>		Bia chry						3	5				x	x
<i>Biatora</i> sp.	Knopplav	Biatoraz			3	5	10	5			x	x	x	x
<i>Biatora toensbergii</i>		Bia toen				5	8	8				x	x	x
<i>Buellia chloroleuca</i>		Bue chlo			3	5	5	3			x	x	x	x
<i>Buellia disciformis</i>	Bleik bønne-lav	Bue disc		41	56	68	78	80		x	x	x	x	x
<i>Buellia disciformis/chloroleuca</i>		Bu di/ch				5	3					x	x	
<i>Cliostomum pallens</i>		Cli pall				3	3	5				x	x	0,02

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Kode	Frekvens						Dekning					
			1990	1995	2000	2005	2010	2015	1990	1995	2000	2005	2010	2015
<i>Japewia subaurifera</i>		Jap suba						8						0,04
<i>Japewia tornensis</i>		Jap torn		3	3					x	x			
<i>Lecania hyalina</i>		Lcn glob				3	3	3				x	x	x
<i>Lecanora circum-borealis</i>	Bjørkekantlav	Lca circ			38	63	68	58			0,02	0,03	0,03	0,01
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.		Lca/fusc		59	84	85	88	95		0,05	0,07	0,14	0,19	0,27
<i>Lecanora</i> sp.	Kantlav	Lecanorz	14	34	22				0,09	0,04	x			
<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Halmkantlav mm.	Lca/symm		9	3	18	18	20		0,04	x	0,12	0,15	0,13
<i>Lecidea porphyrospoda</i>		Lci porp			3	10	5	5			x	x	x	x
<i>Lecidea pullata</i>		Lci pull	4	100	100	98	100	98	0,04	x	x	x	x	x
<i>Micarea</i> sp.	En puslelav-slekt	Micareaz				10	8	8				0,04	0,04	0,04
<i>Mycoblastus affinis</i>		Myc affi	11	31	50	18	18	15	x	0,02	x	x	x	x
<i>Mycoblastus alpinus</i>	Fjellbladlav	Myc alpi		9						x				
<i>Mycoblastus fuca-tus</i>		Myc fuca				3	3	8			x	x	x	0,04
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Vanlig bladlav	Myc sang	4	25	19	38	40	43	x	0,02	0,11	0,04	0,09	0,09
<i>Mycoblastus</i> sp.	Bladlav	Mycoblaz	11	6	6	5	3		0,09	0,02	x	x	x	
<i>Ochrolechia albo-flavescens</i>		Och albo						3						x
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Grynkorkje	Och andr	100	100	100	95	98	98	3,19	3,34	4,60	3,93	4,49	3,41
<i>Ochrolechia frigida</i>	Fjellkorkje	Och frig		3	6	3	3	8		x	x	x	x	x
<i>Ochrolechia microstictoides</i>		Och micr	18	41	34	25	30	8	0,07	0,08	0,03	0,06	0,02	0,02
<i>Ochrolechia pallescens</i>		Och pall	32	47	44	58	55	35	0,13	0,17	0,05	0,07	0,11	0,11
<i>Pertusaria</i> sp.	Vortelav	Pertusaz				3	3					x	x	
<i>Pycnora sorophora</i>		Pyc soro				3	3	8				x	x	x
<i>Pyrrhospora cinabarina</i>	Sinoberlav	Pyr cinn					3						x	
<i>Toensbergia leucococca</i>		Toe leuc	21	94	88	70	70	68	0,23	0,56	0,21	0,10	0,23	0,16
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>		Tra flex				10	8	5				x	x	x
Alger														
<i>Trentepohlia</i> sp.		Trentepo						3						x
Sopp														
Ascocarp, non-li-chenized fungi	Askokarp, ikke-likenisert sopp	Ascomyc				5	5					0,04	0,02	
Cystobasidium hypogymniicola	Parasittsopp på Hypogymz	Cys hypo					3						x	
Fungus	Sopp	Sopp						5						x
Hystericum pulicare		Hys puli			6	10	18	18		0,02		x	x	0,02
Pyrenocarp, non-li-chenized fungi	Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp	Perith			53	80	88	90		0,80	1,14	1,79	1,38	
Bark														
Bark	Bark	Bark	100	100	100	100	100	100	37,7	31,6	26,2	29,0	28,6	32,5

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1990 til 2015

Dekningen av epifytter på bjørkestammer har økt marginalt over tid ($p = 0,091$), men den siste 5-årsperioden har det vært en liten nedgang ($p = 0,019$) (**figur 6.1**). Dette skyldes først og fremst en nedgang i dekingen av bladlav mellom 2010 og 2015 ($p = 0,020$). Dekningen av sopp og skorpelav har vært relativt stabil over tid, mens busklav har økt noe i deking over tid ($p = 0,002$), også mellom 2010 og 2015 ($p = 0,036$).



Figur 6.1 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Børgefjell 1990–2015, basert på data fra tre takseringslinjer pr tre som er undersøkt alle seks årene. Mer enn 100 % dekning skyldes at enkelte arter vokser over hverandre.

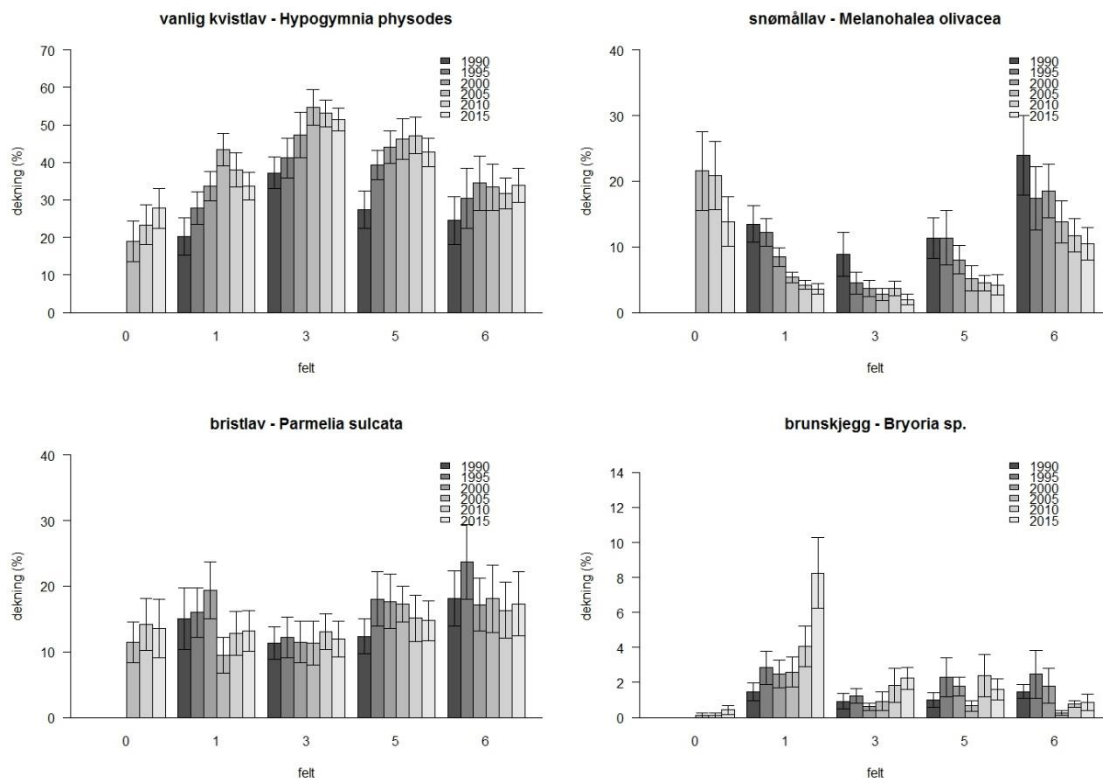
Det er ingen forskjeller i total epifyttdekning mellom flatene i Børgefjell i 2015 ($p = 0,554$). Det er likevel noen forskjeller i sammensetningen av epifytter mellom flatene, med høyere dekning av busklav i flate 1 ($p < 0,001$) og noe høyere dekning av sopp i flate 0 ($p = 0,044$) enn i de andre prøveflatene (**tabell 6.3**). Det er ingen forskjell i dekning av bladlav ($p = 0,987$) eller skorpelav ($p = 0,331$) mellom flatene.

Vanlig kvistlav dekker i gjennomsnitt 37,9 % av bjørkestammene i Børgefjell i 2015 (**tabell 6.4, figur 6.2**). Arten har en frekvens på 100, dvs. den er funnet på alle undersøkelsestrærne. Arten har økt i dekning siden 1990 ($p < 0,001$), men ikke den siste 5-årsperioden ($p = 0,486$). Det er noe forskjell i dekning mellom flatene ($p = 0,043$), med litt lavere dekning i flate 0 enn de andre flatene.

Snømållav er en vanlig art i alle feltene, med forekomst på nesten alle trær. Arten har hatt en signifikant nedgang i dekning gjennom hele perioden ($p < 0,001$), fra 14,4 % i 1990 til 6,8 % i 2015. Også i siste 5-årsperiode har dekningen av snømållav blitt redusert ($p = 0,007$). Felt 0 (det nederste feltet) har noe høyere dekning av snømållav enn de andre feltene ($p = 0,005$, **figur 6.2**).

Bristlav er en av de vanligste artene på bjørk i Børgefjell og forekommer på alle undersøkelsestrærne (**tabell 6.4**). Arten har en gjennomsnittlig dekning på 14,2 % i 2015. Det har vært en svak nedgang over tid ($p = 0,018$), men denne nedgangen er svært liten, og mellom 2010 og 2015 er det ingen endring i dekning av arten ($p = 0,868$). Dekningen er ganske lik mellom de forskjellige prøveflatene ($p = 0,846$, **figur 6.2**).

Brunskjegg er registrert på de aller fleste trærne i Børgefjell, men med lav dekning. Dekningen har økt signifikant fra 1,2 % i 1990 til 2,7 % i 2015 ($p = 0,003$), og også den siste 5-årsperioden er økningen signifikant ($p = 0,037$). Det er store forskjeller mellom flatene i dekningen av brunskjegg ($p < 0,001$). Høyest dekning finner vi i flate 1 (8,2 %), hvor dekningen er doblet siden 2010 (**figur 6.2**).



Figur 6.2 Dekning av vanlig kvistlav, snømållav, bristlav og brunskjegg i Børgefjell, fordelt på flate og år. Gjennomsnitt \pm standardfeil, basert på data fra tre takseringslinjer pr tre som er undersøkt alle seks årene.

Skadet lav

I 2015 ble det registrert skade på vanlig kvistlav, snømållav, bristlav og gul stokklav (**tabell 6.5**). Andel skadet lav har vært stabil lav hele overvåkingsperioden, med ingen endring mellom 2010 og 2015 ($p = 0,148$).

Andelen skadet snømållav var liten da overvåkingen startet i 1990, men økte kraftig den første 5-årsperioden (**tabell 6.5**). Det er en liten økning i andel skadet snømållav mellom 2010 og 2015 ($p = 0,080$). Hos bristlav er det derimot en nedgang i andel skade i samme periode ($p < 0,001$, **tabell 6.5**). Lite skade ble observert hos vanlig kvistlav og gul stokklav.

Tabell 6.5 Prosentvis andel skadd lav totalt og for fire lavarter på bjørkestammer i fem prøveflater i overvåkingsområdet Børgefjell 1990–2015. Tallene er basert på data fra tre takseringslinjer pr tre som er undersøkt alle seks årene.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015	snitt
Lav totalt	1,3	5,5	4,9	4,8	3,7	3,1	4,0
Vanlig kvistlav	0,5	0,0	1,3	0,8	0,5	0,5	0,6
Snømållav	3,5	22,0	14,6	15,5	13,3	18,4	14,2
Bristlav	1,1	7,9	10,8	12,0	9,1	4,6	7,8
Gul stokklav	1,8	9,0	1,9	2,8	2,6	1,5	3,3

6.2 Resultater fra Solhomfjell

Overvåkingstrærne i Solhomfjell varierer i størrelse, fra 33 cm til 59 cm i omkrets ved brysthøyde, og høyden varierer fra 5,0 til 16,5 m. Det er noe forskjell mellom flatene i omkrets ($p = 0,049$), med størst omkrets på trær i flate 9 og minst i flate 6 (**tabell 6.6**). Trehøyde varierer også signifikant mellom flatene ($p < 0,001$), med høyest trær i flate 8 og 9 og lavest i flate 10 og 7. pH på barken varierte mellom 3,60 og 4,77, med høyest verdier i snitt i flate 9 ($p < 0,001$, **tabell 6.6**). Kronedekningen varierte også mellom flatene, med betraktelig mer lysåpen skog i flate 6 og 10 enn i de andre tre flatene ($p < 0,001$, **tabell 6.6**).

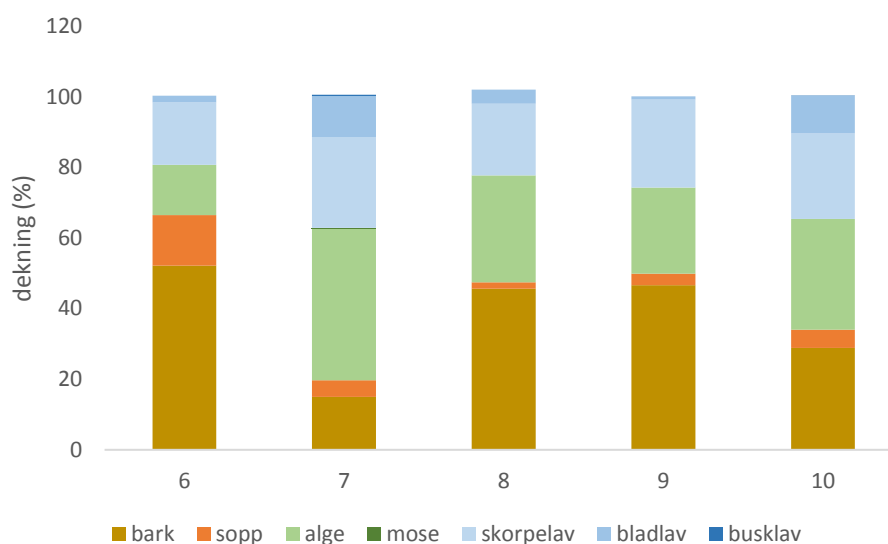
Tabell 6.6 Høyde (m), brysthøydeomkrets (cm), pH og kronedekning (LAI) av undersøkelsestrærne i fem prøveflater i Solhomfjell. Gjennomsnitt av åtte trær, med standardavvik.

Flate	Trehøyde (m)	Treomkrets (cm)	pH	LAI
6	10,2 ± 0,8	38,8 ± 4,6	4,14 ± 0,15	1,33 ± 0,32
7	8,9 ± 2,6	46,8 ± 7,3	4,02 ± 0,22	2,04 ± 0,50
8	14,8 ± 1,5	44,4 ± 7,5	4,11 ± 0,27	2,01 ± 0,13
9	12,3 ± 1,3	48,1 ± 6,5	4,51 ± 0,17	2,07 ± 0,15
10	7,6 ± 1,8	42,3 ± 6,9	4,19 ± 0,18	1,56 ± 0,26
totalt	10,8 ± 3,0	44,1 ± 7,2	4,21 ± 0,25	1,80 ± 0,42

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i Solhomfjell i 2015

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Solhomfjell i 2015 var på 63,0 %, mens dekningen av naken bark utgjorde 37,6 % (**figur 6.3**). Alger og skorpelav utgjorde den største delen av epifyttdekningen, med henholdsvis 28,7 % og 22,5 % dekning. Bladlav og sopp dekket i gjennomsnitt ca. 6 % bjørkestammene, mens moser og busklav bare forekom sporadisk.

Det ble registrert 49 takson på undersøkelsestrærne i 2015 (**tabell 6.6**): 2 bladmoser, 2 levermoser, 10 bladlav, 2 busklav, 29 skorpelav, 2 alger og 2 sopp (inkludert samplegruppe for pyrenokarp, ikke-likenisert sopp).



Figur 6.3 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i fem prøveflater i overvåkingsområdet i Solhomfjell i 2015. Mer enn 100 % dekning skyldes at enkelte arter vokser over hverandre.

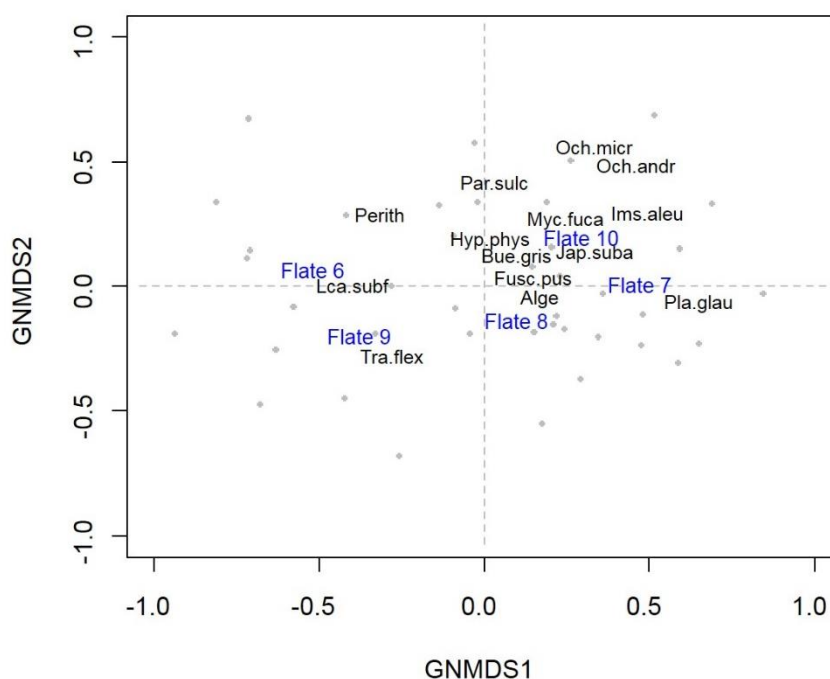
Tabell 6.7 Epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøveflater i overvåkingsområdet Solhomfjell. Frekvens (% av trærne med forekomst av arten) og dekning (gjennomsnittlig dekning i % på takseringslinjene).

vitenskapelig navn	kode	norsk navn	antall trær ar- ten finnes på	frekvens	dekning
Bladmoser					
<i>Dicranum</i> sp.	Dicranuz	Sigdmose	5	12,5	x
<i>Ulot crispa</i>	Ulot cri	Krusgullhette	1	2,5	0,01
Levermoser					
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Ptil pul	Barkfrynse	6	15	x
<i>Radula complanata</i>	Radu com	Krinsflatmose	1	2,5	0,02
Busklav					
<i>Cladonia</i> sp.	Cladoniz	Begerlav	23	57,5	0,07
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Pse furf	Elghornslav	1	2,5	x
Bladlav					
<i>Hypogymnia farinacea</i>	Hyp fari	Sukkerlav	1	2,5	0,04
<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanlig kvistlav	36	90	1,48
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav	1	2,5	0,01
<i>Imshaugia aleurites</i>	Ims aleu	Furustokklav	8	20	1,10
<i>Parmelia saxatilis</i>	Par saxa	Grå fargelav	2	5	0,13
<i>Parmelia</i> sp.	Parmelaz	Fargelav	4	10	0,11
<i>Parmelia sulcata</i>	Par sulc	Bristlav	9	22,5	0,42
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	30	75	0,83
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav	9	22,5	0,01
<i>Platismatia glauca</i>	Pla glau	Vanlig papirlav	12	30	1,69
Skorpelav					
<i>A Microlichen</i>	Ubest	Skorpelav, ubestemt	5	12,5	0,21
<i>Biatra efflorescens</i>	Bia effl	Bleik knopplav	1	2,5	x
<i>Buellia disciformis</i>	Bue disc	Bleik bønnelav	1	2,5	0,22
<i>Buellia griseovirens</i>	Bue gris	Kornbønnelav	8	20	0,52
<i>Buellia</i> sp.	Buelliaz	Bønnelav	1	2,5	x
<i>Candelariella</i> sp.	Candelaz	Egglav	1	2,5	x
<i>Fuscidea arboricola</i>	Fus arbo	Bjørkerandlav	1	2,5	0,01
<i>Fuscidea cyathoides</i>	Fus cyat	Klipperandlav	1	2,5	x
<i>Fuscidea pusilla</i>	Fusc pus		34	85	5,25
<i>Fuscidea</i> sp.	Fuscidez	Randlav	6	15	0,05
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	Hyp scal	Melskjell	1	2,5	0,04
<i>Japewia subaurifera</i>	Jap suba		13	32,5	0,34
<i>Lecanora aitema</i>	Lca aite		2	5	0,06
<i>Lecanora farinaria</i>	Lca fari	Melkantlav	5	12,5	0,14
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.	Lca/fusc		1	2,5	0,01
<i>Lecanora subfusca</i> coll.	Lca/subf		36	90	6,57
<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Lca/symm	Halmkantlav mm.	4	10	x
<i>Lecidea nylanderii</i>	Lci nyla		8	20	0,67
<i>Lepraria</i> sp.	Leprariz	Mellav	7	17,5	0,10
<i>Micarea prasina</i>	Mic pras		8	20	0,07
<i>Micarea</i> sp.	Micareaz	En puslelav-slekt	2	5	0,05
<i>Mycoblastus fucatus</i>	Myc fuca		37	92,5	5,35
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Myc sang	Vanlig blodlav	6	15	0,07
<i>Ochrolechia alboflavescens</i>	Och albo		1	2,5	x
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och andr	Grynkorkje	10	25	0,67
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	Och micr		7	17,5	0,31
<i>Pertusaria amara</i>	Per amaa	Bitterlav	2	5	0,07
<i>Pertusaria ophthalmiza</i>	Per opht	Rimvortelav	2	5	x
<i>Pertusaria pupillaris</i>	Per pupi		4	10	0,06
<i>Pycnora sorophora</i>	Pyc soro		1	2,5	0,06
<i>Rinodina efflorescens</i>	Rin effl		4	10	0,02
<i>Toensbergia leucococca</i>	Toe leuc		2	5	x
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	Tra flex		8	20	1,61
Alger, spesifisert					
Aerophytic algae, other	Alge	Andre alger	40	100	28,67
<i>Trentepohlia</i> sp.	Trentepo		6	15	x
Sopp					
Fungus	Sopp	Sopp	1	2,5	0,01
<i>Hysterium pulicare</i>	Hys puli		3	7,5	0,06
Pyrenocarp, non-lichenized fungi	Perith	Pyrenokarp, ikke-li- kenisert sopp	35	87,5	5,78
Bark					
Bark	Bark	Bark	40	100	37,60

Epifyttdekningen varierte mellom prøveflatene ($p < 0,001$), med høyest dekning i flate 7 (snitt 85,6 %) og flate 10 (71,5 %) og lavest dekning i flate 6 (48,1 %). Forskjellen i epifyttdekning mellom flatene skyldes i hovedsak en høyere dekning av alger ($p < 0,001$) og bladlav ($p = 0,040$) i flate 7 enn de andre flatene (**figur 6.3**). Sopp utgjorde en større dekning på bjørkestammene i flate 6 enn i de andre flatene ($p = 0,045$). Det var ingen forskjell mellom flatene i dekning av skorpelav ($p = 0,727$).

De vanligste artene i Solhomfjell er skorpelavene *Mycoblastus fucata*, *Lecanora subfusca* coll. og *Fuscidia pusilla*, som forekommer på hhv. 37, 36 og 34 overvåkingstrær (**tabell 6.7**). Av bladlavene er vanlig kvistlav og bristlav de mest frekvente, men dekningen av disse artene er liten.

Dekningen av de ulike artene varierer mellom prøveflatene. Artssammensetningen på trærne, representert ved aksene i et ordinasjonsdiagram, varierer mellom prøveflatene langs akse 1 ($R^2 = 0,651$, $p < 0,001$), med flate 6 og 9 i den ene enden av akse 1 og flate 7, 8 og 10 i den andre (**figur 6.4**). Foreløpig har vi ikke klimadata på de enkelte overvåkingstrærne som kan bidra til å forklare forskjellen i artssammensetning mellom flatene og trærne. Det er ingen sammenheng mellom pH i barken og artssammensetning, men en liten tendens til at trær med høy lysinnstråling (lav LAI) ligger høyere langs akse 2 enn trær med mindre lysinnstråling ($p = 0,063$).



Figur 6.4 Ordinasjonsdiagram over artssammensetning på overvåkingstrærne i Solhomfjell i 2015. Hver grå prikk viser ett tre, og diagrammet angir tyngdepunktet for trærne i de ulike prøveflatene. For forkortelse av artsnavn, se tabell 6.7.

Skadet lav

Totalt registrerte vi skade på 2,1 % av den observerte laven. Det ble registrert skade på vanlig kvistlav, bristlav, gul stokklav og papirlav (**tabell 6.8**), og andelen skadet lav varierte noe mellom flatene.

Tabell 6.8 Prosentvis andel skadd lav for fire lavarter på bjørkestammer i fem prøveflater i overvåkingsområdet Solhomfjell 2015.

Prøveflate	6	7	8	9	10	snitt
Lav totalt	1,9	1,5	0,2	0,0	5,8	2,1
Vanlig kvistlav	37,5	0,0	0,0	0,0	20,8	15,9
Bristlav		0,0	0,0	0,0	100,0	15,4
Gul stokklav	0,0	0,0	7,1	0,0	36,0	13,3
Papirlav		7,4	0,0		12,5	7,6

6.3 Oppsummering

Den mest markante endringen av epifyttvegetasjonen i Børgefjell fra 1990 til 2015 er framgangen av vanlig kvistlav og tilbakegangen av snømållav. Lavdekningen er høy i alle flater i Børgefjell og har vært relativt stabil de siste 20 årene, og det er lite sannsynlig at epifyttdekningen kan bli særlig høyere. Ved endring i miljøforhold er det derfor mer sannsynlig at dette kan spores i endrete dominansforhold og artssammensetning enn i stadig økt dekning. Skadene på snømållav som ble registrert i 1995, var størst på lav i nedre del av trestammene, og ble tolket som en respons på en uvanlig lang og snørik vinter i 1995 (Bruteig 1996). Siden da har andelen skadet snømållav gradvis gått ned, men dekningen av arten har samtidig blitt redusert, sannsynligvis som følge av at arten har "tapt terreng" i forhold til kvistlav. Økningen i gjennomsnittlig årstemperatur er markant i Børgefjell, fra et snitt på 0,02 °C i femårsperioden 1985–1990 til 1,5 °C i 2010–2015, og kombinert med høy årsnedbør gir det gode vekstvilkår for kvistlav.

I Solhomfjell vil årets data markere starten på en ny overvåkingsserie som gir oss bedre grunnlag for å forstå betydningen av nitrogen- og svovelnedfall for epifyttsamfunnene på bjørk. Nedfallsdata fra NILU viser en jevn reduksjon av nitrogennedfall de siste 30 årene, fra ca. 11 kg ha⁻¹ år⁻¹ i perioden 1988–1992 til om lag 7 kg ha⁻¹ år⁻¹ mellom 2007 og 2011. Bobbink & Hetteling (2011) estimerer tålegrenser for nitrogen for boreal skog til 5–10 kg ha⁻¹ år⁻¹. Over dette nivået er dekningen av alger forventet å øke, mens dekningen av epifyttiske lav er forventet å avta. Den høye algedekningen i Solhomfjell, på gjennomsnittlig 28,7 %, gjenspeiler trolig det høye nitrogennedfallet.

7 Bjørkemålere

Per Arild Aarrestad, Heidi Myklebost, John Atle Kålås, Vegar Bakkestuen

Bjørkemålere kan til tider forekomme i store mengder i fjellbjørkeskogen og angriper blader på bjørk, busker og lyngvekster på bakken, særlig blåbær. Utbruddene kommer ofte i sykluser på omtrent ti år. Bjørkemålere er således en av flere biotiske faktorer som i sterk grad kan påvirke bestandsforhold for flere av indikatorene som inngår i TOV, bl.a. fugl, karplanter, moser og lav på bakken og epifyttisk lav. For fugl har bjørkemålere en direkte effekt på bestandsstørrelser og produksjon for fugleartene som i hovedsak spiser og forer unger med insekter. For karplanter og moser kan effektene enten være direkte via beiting, men også indirekte via omfordeling av næringsemner. For karplanter, moser og epifyttisk lav kan bjørkemålerangrep også medføre økt lystilgang og endrede fuktighets- og næringsforhold, noe som kan endre konkurranseforhold mellom arter og generelt føre til økt vekst av næringskrevende og lyskrevende arter (Jepsen et al. 2008, 2011, 2013).

Formålet med overvåking av bjørkemålere i TOV-områdene er å få en oversikt over lokale bjørkemålerutbrudd, for bedre å kunne vurdere årsaker til endringer i bestander av fugl og endringer i mengde av karplanter, moser og lav. Samtidig kan overvåkingen benyttes som en indikator på klimaendringer, da økte frekvenser av enkelte bjørkemålerarter er satt i sammenheng med endringer i klima (Jepsen et al. 2008, Aarrestad et al. 2015, Forsgren et al. 2015).

Registrering av bjørkemålere i TOV-områdene startet i 2014 og registreres nå fast i fem områder: Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn og Gutulia.

7.1 Metodikk

Områdedesign

Lokalitetene for registrering av bjørkemålere kalles målestasjoner og har egne stasjonsnummer (Stasjons-Id). Bjørkemålere og frøsetting av bjørk måles i alle vegetasjonsfelter og lavfelter, samt på utvalgte lokaliteter som representerer områder for bestandsovervåking av fugl i de fem TOV-områdene. Der vegetasjonsfelter og lavfelter ligger ved siden av hverandre er antall målestasjoner redusert. Noen lavfelter er tatt ut av TOV-overvåkingen fordi gamle trær har falt overende, og noen stasjoner kan ha blitt utelatt et år av ulike årsaker. Antall målestasjoner varierer således mellom TOV-områdene og mellom år (se **figur 7.1**). Totalt er det lagt ut mellom 24 og 31 målestasjoner i hvert TOV-område, der ca. 240-300 bjørkegreiner undersøkes for bjørkemålere og hunnrakler hvert år.

Arter og registreringer

I fjellbjørkeskogene domineres forekomstene av bjørkemålerne av to arter: fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*) og liten høstmåler, også kalt liten frostmåler og brun høstmåler (*Operophtera brumata*). Andre bjørkemålere kan også forekomme. Disse registreres som «ukjente». Blant annet er det rapportert at vanlig høstmåler, også kalt vanlig frostmåler og gul frostmåler (*Agriopis aurantiaria*), er observert i Nord-Norge.

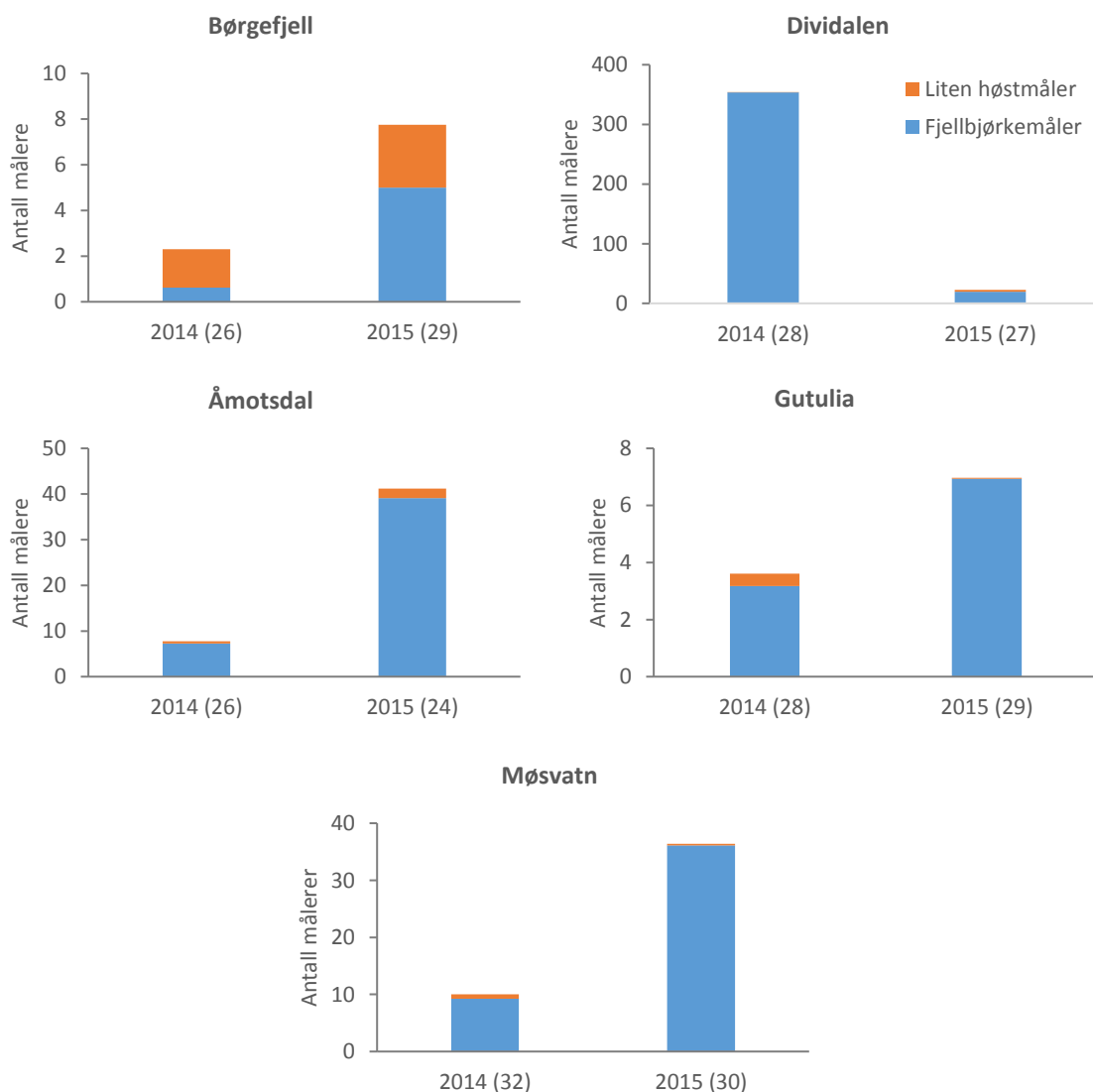
Registreringer av bjørkemålere er avhengig av å treffe larver i egnet innsamlingsstadium, dvs. de fleste larvene i instar (utviklingsstadium) 3 til 4 (1,3-1,8 cm). Egnet registreringstidspunkt er ca. 20-25 dager etter løvsprett, men dette kan variere noe avhengig av temperatur i denne perioden.

For hver målestasjon registreres antall hunnrakler på bjørk og antall målerlarver av hver art på 10 greiner som velges innen en sirkel med radius ca. 5-15 m fra sentrum av målestasjonen (dvs. sentrum i lavfeltene og hjørnemerket for vegetasjonsfeltene). For øvrige stasjoner knyttet til fugleovervåking, er GPS-posisjon oppgitt. Greinene fordeles med noenlunde jevn avstand langs

sirkelen og velges ut i høydenivå ca. 1-2,5 m over bakken. Hver del av en grein som det gjøres registreringer for, skal ha en lengde på 60-75 cm. Valg av greiner skal utføres på litt avstand og må ikke påvirkes av tegn til beiting av larver på greinene. Den utvalgte greina puttes ned i en større plastsekk laget av grov gjennomskiktig plast.

Hver grein ristes kraftig inne i plastsekken i 20-30 sekund. Plastsekken tømmes så i et hvitt plastkar. Antall larver og gjennomsnittsstørrelse (mm) fordelt på de to artene fjellbjørkemåler og liten høstmåler, samt antall ukjente målere for hver enkelt grein telles opp, dvs. 10 tellinger pr stasjon. Det gjøres videre et grovt estimat for omfang av beiteskader på blad for valgt grein der larveopptelling gjøres. Her brukes andel av blad som har beiteskader og verdiene 0 % (< 1 % av bladene med beitetegn), 1-5 % av bladene beitet, 5-10 % beitet, og videre 25, 50, 75 og 100 % av bladene beitet på.

For nærmere beskrivelse av metodikk se Kålås et al. (2015).



Figur 7.1 Gjennomsnittlig antall bjørkemålere pr målestasjon i Dividal i 2014 og 2015 (n=28 i 2014 og 27 i 2015), Børgefjell i 2014 og 2015 (n=26 i 2014 og 29 i 2015), Åmotsdalen i 2014 og 2015 (n=26 i 2014 og 24 i 2015), Gutulia i 2014 og 2015 (n=28 i 2014 og 29 i 2015) og Møsvatn i 2014 og 2015 (n=32 i 2014 og 30 i 2015). Merk ulike skala på y-aksene.

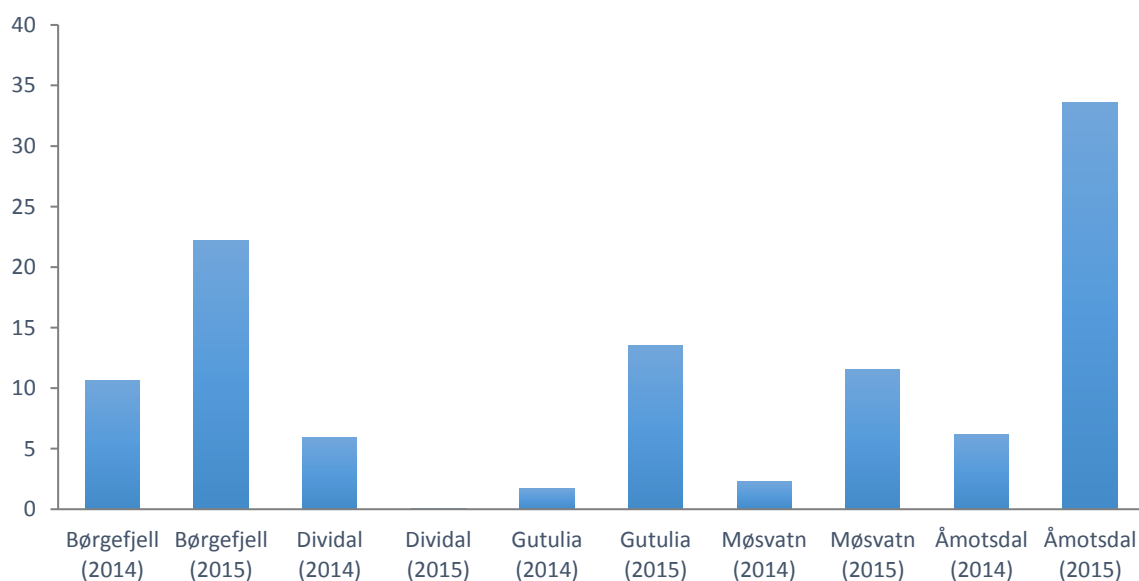
7.2 Resultat bjørkemålere og hunnrakler 2014 og 2015

Alle TOV-områdene ble i 2014 analysert omtrentlig i riktig tid for larveutvikling (instar 3 til 4), med unntak av Børgefjell, der innsamlingen ble utført ca. en uke for tidlig. Det ble ikke observert større bjørkemålerforekomster i noen av feltene, unntatt i Dividalen, som hadde en gjennomsnittlig forekomst av hele 360 bjørkemålere pr målestasjon, dvs. ca. 36 bjørkemålere pr grein (**figur 7.1**). I de andre TOV-områdene var forekomstene særdeles små med gjennomsnittsverdier mellom 0,1 og 1 larve pr grein. Utbruddet i Dividalen kom samtidig med flere andre utbrudd i Nord-Norge i 2014 (Jepsen pers. oppl.)

Alle TOV-områdene ble i 2015 analysert omtrent i riktig tid for larveutvikling (instar 3 til 4). Det ble ikke observert større bjørkemålerforekomster i noen av områdene, men for alle felt, unntatt Dividalen, var antall forekomster høyere enn i 2014 (**figur 7.1**). Åmotsdalen og Møsvatn hadde høyest gjennomsnittlig forekomst av bjørkemålere pr målestasjon, henholdsvis 42 og 36, mens Børgefjell og Gutulia hadde laveste gjennomsnittlig forekomst, henholdsvis 8 og 7 pr målestasjon. I Dividalen, som i 2014 var utsatt for et større angrep med i gjennomsnitt 360 bjørkemålere pr lokalitet, ble det i 2015 kun registrert 23 larver pr målestasjon. Ingen TOV-områder kan således anses å være utsatt for større bjørkemålerangrep i 2015.

Både i 2014 og i 2015 var trærne hovedsakelig angrepet av fjellbjørkemålere. Kun Børgefjell hadde en relativt stor andel liten bjørkemåler (**figur 7.1**).

Antall registrerte hunnrakler av bjørk i TOV-områdene er generelt lave, men betydelig høyere i 2015 enn i 2014 for alle TOV-områdene, unntatt i Dividalen, der det kun ble registrert 2 rakler til sammen i alle målestasjonene i 2015 (**figur 7.2**). Høyest antall hunnrakler ble registrert i Åmotsdalen i 2015.



Figur 7.2 Gjennomsnitt antall hunnrakler av bjørk pr målestasjon i TOV-områdene i 2014 og 2015.

8 Smågnagere

Erik Framstad

Smågnagere er sentrale i flere næringskjeder som forbinder planter med topp-predatorer. De har en nøkkelfunksjon spesielt i høyfjellsøkosystemer der smågnagernes forekomst har stor betydning for rovdyr og andre byttedyrs bestandsdynamikk, så vel som for plantedekkets utvikling. Smågnagernes store bestandsfluktasjoner skaper regelmessige «forstyrrelser» av økosystemene, noe vi må ta hensyn til for å skille menneskeskapte fra naturlige endringer i økosystemene. I TOV har vi som mål å følge utviklingen i bestandsnivå og reproduksjon for utvalgte arter, og det er derfor nødvendig å ha et relativt detaljert bilde av bestandsutviklingen for smågnagere. Det er formulert tre mål for overvåking av smågnagere i TOV: (1) å skaffe en generell oversikt over bestandsutviklingen av smågnagere i et område, (2) å knytte forekomsten av smågnagere til bestemte habitat- og vegetasjonsvariabler, og (3) å skaffe materiale til undersøkelse av miljøgifter i smågnagere.

I 2015 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra fangstene, med en vurdering av bestandsnivåer og demografi for de aktuelle artene så langt materialet tillater. Som ledd i langsiktige studier av smågnageres populasjonsdynamikk og habitatbruk i høyfjellet er det også fanget gnagere på Finse, i utkanten av Hardangervidda (Ulvik, Hordaland). Fangster og bestandsnivåer fra dette området rapporteres her summarisk for en sammenlikning med fangstene i regi av TOV. Vi har også sammenholdt TOVs resultater med resultater fra andre fangstserier og observasjoner av smågnagere i ulike deler av landet.

8.1 Metoder

Gnagerfangstene foregår etter to opplegg, et minimumsopplegg med 40 fangststasjoner og totalt 400 felledøgn (Lund, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell) og et mer omfattende opplegg med 100 fangststasjoner og totalt 1500 felledøgn pr fangstperiode (Solhomfjell, Dividalen). Ressurstilgangen har medført at vi nå fanger etter minimumsopplegget på flere områder enn opprinnelig planlagt, og det fanges kun om høsten (september-oktober).

Prosedyrer for materialinnsamling i felt og laboratorium er nærmere beskrevet av Kålås et al. (1991). Følgende data registreres for hvert individ: løpenummer, dato, fangstposisjon (ved område og nummer for fangststasjon), art, vekt, kjønn og reproduksjonstilstand (vurdert ved ytre og indre karaktertrekk). For utvalgte individer tas leveren ut til bestemmelse av miljøgifter, etter prosedyre beskrevet av Kålås et al. (1992: kap. 7).

For nærmere beskrivelse av utplassering av fangststasjoner etc for de enkelte områdene henvises til tidligere TOV-rapporter. I Gutulia, Dividalen og i noen grad i Åmotsdalen og Børgefjell var flere feller slått av uten fangst, noe som bl.a. kan skyldes kraftig regnvær og/eller mye tamrein i området. På Finse (som i fjellet i Sør-Norge ellers) var våren 2015 usedvanlig sen, slik at «vår-fangstene» ble foretatt ca 3 uker senere enn vanlig. Ellers var det ingen spesielle forhold under fangstene. For en del av fangststasjonene ble oppmerkingen frisket opp.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangsttinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2015 framgår av **tabell 8.1**. Fangsttinnsatsen i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke har vært mulig å ta hensyn til effekten av gjenklappete feller.

Norske og vitenskapelige navn på artene følger Artsdatabankens offisielle navneliste for pattedyr (Syvertsen et al. 2010).

8.2 Resultater

Fangstene i de enkelte områdene i 2015 framgår av **tabell 8.1**, mens det relative fangstnivået av smågnagere om høsten i overvåkingsperioden er vist i **figur 8.1**. Fordelingen av individer som er kjønnsbestemt og vurdert mht reproduksjonstilstand, er oppsummert i **tabell 8.2**, mens individenes vektfordeling framgår av **tabell 8.3**.

For de enkelte områdene kan fangstene oppsummeres som følger:

Lund: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus. Dette angir svært lavt bestandsnivå etter en liten topp i 2014.

Solhomfjell: Det ble fanget 9 klatremus og én (sannsynligvis) dvergspissmus. To av de fire klatremushunnene var middels store og anslått som reproduktivt aktive; de øvrige var små (<20 g) og inaktive. Fangstene tyder på et lavt bestandsnivå etter en liten topp i 2014.

Møsvatn: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus. Dette angir svært lavt bestandsnivå etter en middels stor topp i 2014.

Finse: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus. Dette angir svært lavt bestandsnivå etter en ganske stor topp i 2014.

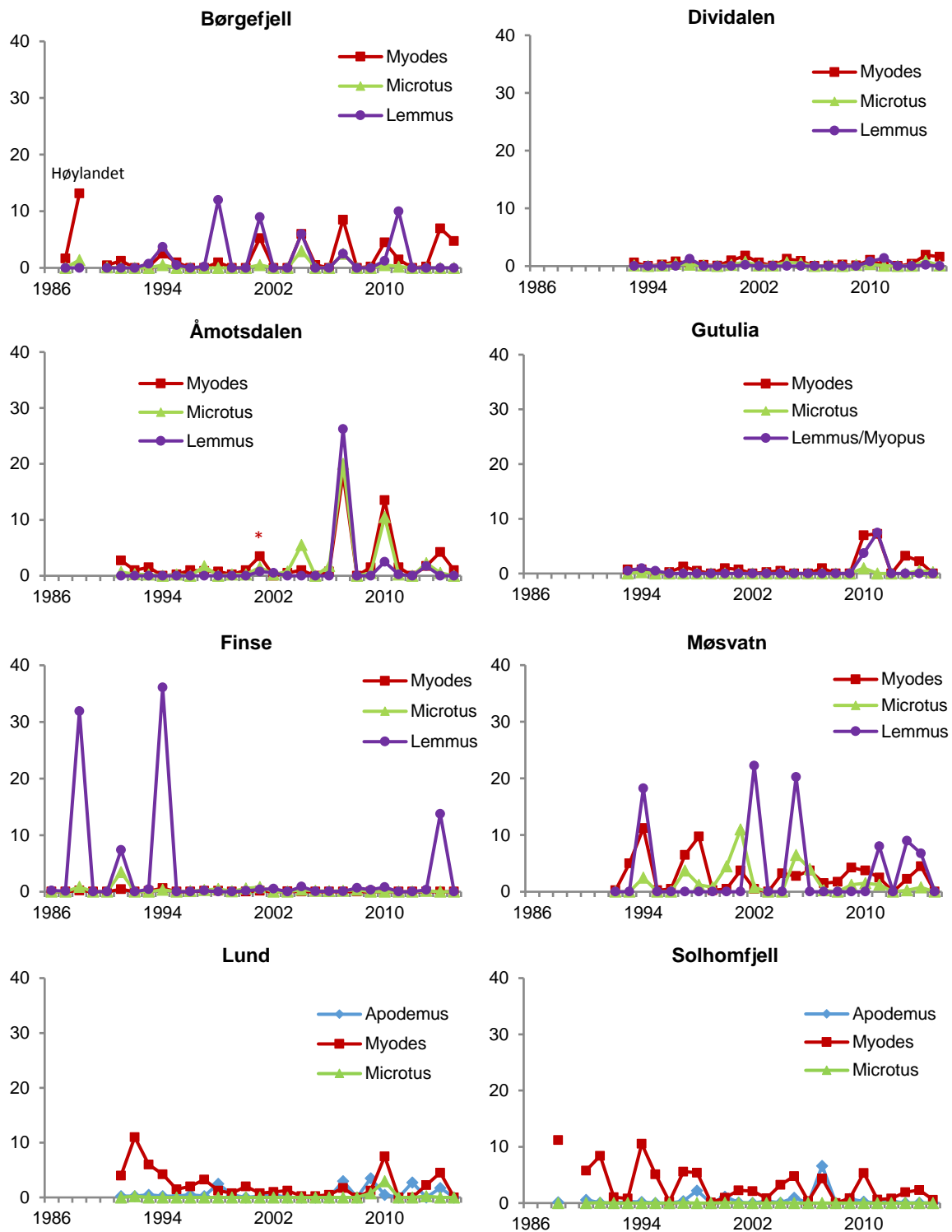
Gutulia: Det ble kun fanget én fjellmarkmus, en liten og reproduktivt inaktiv hann. Dette tyder på svært lav bestand etter en lav bestandstopp for klatremus i 2013-14.

Åmotsdalen: Det ble fanget tre klatremus og en gråsidemus. To små klatremushanner og en større klatremushunn ble vurdert som reproduktivt aktive; hunnen var gravid (5 fostre). Gråsidemusa var en liten og umoden hann. Fangstene tyder på et ganske lavt bestandsnivå etter en liten topp for klatremus i 2014.

Tabell 8.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnstans og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2015. I tillegg er angitt tilsvarende data for de langsiktige gnagerfangstene på Finse (kombinert for to fangstfelt).

Område/ Periode	Felledøgn	Arter										
		AS	MG	MR	Mrut	MA	MO	LL	MS	Ubest	Ssp	Sum
Lund												
23–25 okt	400											0
Solhomfjell												
29 sep–03 okt	1500		9								1	10
Møsvatn												
18–20 sep	400											0
Gutulia												
16–18 sep	400						1					1
Åmotsdalen												
04–06 sep	400		3	1								4
Børgefjell												
04–06 sep	400		2	17								19
Dividalen												
08–11 sep	1500			22	2	2		1				27
Totalt TOV	5000		14	40	2	2	1	1			1	61
Finse												
14–17 jul	954											0
01–04 sep	1199											0

Artskoder: AS - småskogmus (*Apodemus sylvaticus*), MG - klatremus (*Myodes glareolus*, MR - gråsidemus (*M. rufocanus*), Mrut - rødmeus (*M. rutilus*), MA - markmus (*Microtus agrestis*), MO - fjellmarkmus (*M. oeconomus*), LL - lemmen (*Lemmus lemmus*), MS - skoglemmen (*Myopus schisticolor*), Ubest - ubestemt gnager eller spissmus, så oppspist at artsbestemmelse var vanskelig, Ssp - spissmus (*Sorex* spp., ubestemt art).



Figur 8.1 Høstfangster av smågnagere pr 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 (delfigur Børgefjell) og Finse (Framstad upubl.). For Åmotsdalen i 2001 ble fangstene avbrutt av flom, og antatt bestandsnivå for klatremus er angitt med *. De ulike kurvene omfatter følgende arter: Apodemus – småskogmus, Myodes – klatremus, gråsidemus, rødmsus (rødmsus kun i Dividalen), Microtus – markmus, fjellmarkmus, Lemmus/Myopus – lemen, skoglemen (skoglemen kun i Gutulia).

Tabell 8.2 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og kjønnsmodning fra overvåkingsområdene.

Område/Art	Periode	Hanner		Hunner	
		Umodne	Modne	Umodne	Modne
Klatremus (MG)					
Solhomfjell	okt 15	5		2	2
Åmotsdalen	sep 15		2		1
Børgefjell	sep 15	1			1
Gråsidemus (MR)					
Åmotsdalen	sep 15	1			
Børgefjell	sep 15	5	4	5	3
Dividalen	sep 15	8	1	11	2
Rødmus (MRut)					
Dividalen	sep 15			2	
Markmus (MA)					
Dividalen	sep 15			1	1
Fjellmarkmus (MO)					
Gutulia	sep 15	1			
Lemen (LL)					
Dividalen	sep 15	9	5	10	3

Børgefjell: Det ble fanget to klatremus og 17 gråsidemus. Den ene klatremushunnen var middels stor og vurdert som reproduktivt aktiv, mens den mindre hannen var vurdert som inaktiv. Tre av de åtte hunnene av gråsidemus var forholdsvis store og ble vurdert som aktive, mens fem av de ni hannene var forholdsvis store og aktive. Fangstene tyder på en liten nedgang fra en klar bestandstopp i 2014.

Dividalen: Det ble fanget 22 gråsidemus, to rødmus, samt 2 markmus og én lemen. Av disse var to hunner og én hann av gråsidemus forholdsvis store og ble vurdert som aktive. Begge rødmusene var små, inaktive hunner, mens én av de to markmushunnene også ble vurdert som reproduktivt aktiv. Lemenet var en stor hunn, vurdert som aktiv. Fangstene tyder på en liten bestandsreduksjon fra den lave toppen i 2014.

Tabell 4.3 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og vektclasser.

Art/Område	Hanner				Hunner			
	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Klatremus (MG)								
Solhomfjell	5				2			
Åmotsdalen	1	1					1	
Børgefjell		1					1	
Gråsidemus (MR)								
Åmotsdalen		1						
Børgefjell		4	1	4	1	4	1	2
Dividalen		3	5	1		9	3	1
Rødmus (MRut)								
Dividalen	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
					1			
Markmus (MA)								
Dividalen	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
					1	1		
Fjellmarkmus (MO)								
Gutulia	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
	1							
Lemen (LL)								
Dividalen	<25g	25-39g	40-59g	≥60g	<25g	25-39g	40-59g	≥60g
								1

8.3 Konklusjon

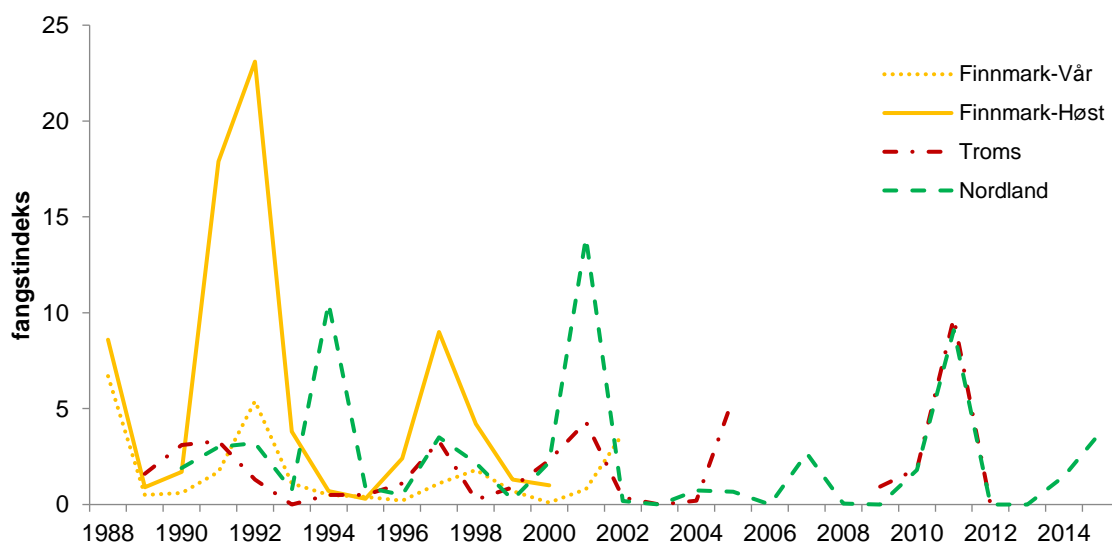
For flere av overvåkingsområdene i boreal og lavalpin sone kan vi observere typiske 3–4 års svingninger i bestandene av smågnagere (jf Myrberget 1973, Christiansen 1983, Henttonen et al. 1985, Hansson & Henttonen 1988, Stenseth & Ims 1993, Framstad et al. 1997, Stenseth 1999, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001, Korpimäki et al. 2004). Flere (bl.a. Kausrud et al. 2008, Ims et al. 2008, 2011, Cornulier et al. 2013) har imidlertid dokumentert nedgang og dels kollaps i smågnagerbestandene. I overvåkingsområdene synes Møsvatn og Børgefjell å ha de mest regelmessige bestandstoppe, mens områdene i Åmotsdalen og Gutulia bare har hatt store bestander i enkelte år (**figur 8.1**). På Finse har det vært en lang periode (1995–2013) uten betydelige bestandstopper, men i 2014 var det igjen en middels høy bestandstopp. Andre områder på Hardangervidda (bl.a. Møsvatn og Haukeli) har imidlertid hatt flere bestandstopper i denne perioden. For området i Dividalen har vi ikke påvist store smågnagerbestander i overvåkingsperioden selv om fangstene viser nokså regelmessige fluktuasjoner med små topper med ca 4–5 års mellomrom. Overvåkingsområdene i Lund og Solhomfjell ligger i sør- og mellomboreal vegetasjonssone der vi ikke forventer like utpregete bestandssvingninger som i nordboreal og alpin sone. Bestandsvariasjonene i disse områdene er derfor omtrent som forventet.

Sammenholder vi fangstene i TOV-områdene (**figur 8.1, tabell 8.4**) med resultater fra andres fangster og observasjoner av smågnagere i ulike deler av Norge (**figur 8.2, tabell 8.5**), kan vi danne oss et forholdsvis representativt bilde av variasjonen i bestandstopper hos smågnagere siden TOV startet i 1990:

- Sør-Norge sør for Jotunheimen og vest for Gudbrandsdalen: Det var toppår for smågnagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder i 1991, 1994, 1997/1998, 2001/2002, 2005, dels 2007, 2010/2011 og 2014, med bestandstopper av lemen i 1991, 1994, dels 1997, 2002, 2005, 2010/2011 og 2014.
- Sør-Norge øst for Gudbrandsdalen, nord for Jotunheimen, til Trondheimsfjorden: Det var toppår for smågnagere i 1991, 1994, 1997/1998, 2003/2004, 2007, 2010/2011 og 2013/2014, med bestandstopper av lemen i 2007, 2010/2011, og dels/stedvis i 2014. Det var særlig utpregete bestandstopper av lemen og andre smågnagere i 2007 og 2010/2011, med bare lavere bestandstopper i flere av de foregående årene.
- Midt-Norge nord for Trondheimsfjorden til sørlige Nordland: Det var toppår for smågnagere i 1994, 1997/1998, 2001, 2004, 2007, 2010/2011 og dels i 2014, med bestandstopper av lemen i 1998, 2001, 2004, 2007 og 2010/2011.
- Troms og Finnmark: Det var toppår for smågnagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder, i 1991/1992, 1997/1998, 2001/2002, 2004/2005, 2007, 2010/2011 og 2014. Større bestandstopper av lemen er kun registrert i 2007 og 2011, med særlig stor utbredelse i 2011.

Tabell 8.4 År med bestandstopper for lemen, skoglemen og andre smågnagere i de nordbo-reale/lavalpne TOV-områdene Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen, samt Finse (basert på vår- og høstfangster; v = vårfangster). Tydelige bestandstopper (>4 fangster pr 100 felledøgn for minst én av de aktuelle artene) er satt med fet skrift, andre bestandsnivåer større enn foregående og etterfølgende år med normal skrift.

	lemen, skoglemen	klatrems, gråsidemus, rødms, markmus, fjellmarkmus
Møsvatn	1994, 2002, 2005, 2011, 2013/2014	1994, 1997/1998, 2001, 2005, 2009, 2014
Finse	1991, 1994 , 1997, 2002, 2005v, 2009v, 2011v, 2014	1991, 1994v, 1998v, 2001, 2005v, 2010v
Gutulia	1994, 2010/ 2011	2010/2011 , 2013
Åmotsdalen	2001, 2007 , 2010, 2013	1991, 1997, 2001, 2004, 2007, 2010, 2013/2014
Børgefjell	1994, 1998, 2001, 2004 , 2007, 2011	1991, 1994, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010, 2014
Dividalen	1997, 2011	(1993), 1996, 2001, 2004, 2010, 2014



Figur 8.2 Smågnageres bestandsendringer i Finnmark, Troms og Nordland, basert på gjennomsnitt av fangster fra flere lokaliteter, utført av Statskog Fjelltjenesten. Fangstindeksen uttrykker fangst pr 100 felledøgn. Fangstserien i Finnmark er ikke vedlikeholdt etter 2002. For Troms er data for 2006-2008 og etter 2012 ikke tilgjengelige.

Tabell 8.5 Bestandstopper av smånagere i deler av landet basert på andres fangster eller observasjoner, gruppert til mest relevante TOV-område. Uthevet årstall indikerer også bestandstopp av lemen og/eller skoglemen. Merk at angitte bestandstopper er basert på tilgjengelig informasjon. Manglende tilgang på informasjon for ulike tidsperioder vil medføre at toppår ikke er registrert.

Lokalitet	Bestandstopper	Kilde
Dividalen		
Sentrale deler av Finnmarksvidda	1978, 1982, 1987, 1988, 1992, 1997/98 og 2002	Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004; Oksanen et al. 2008
Ulike deler av Finnmark	1991/92, 1997, 2002, 2007, 2011	Statskogs fangstdata (figur 8.2), RA Ims pers.medd., avisreportasjer 2011
Øst-Finnmark	2004, 2007, 2010, 2011	RA Ims, pers.medd.
Kirkesdalen, Tr	Topper ca hvert 3 år siden 1985	Strann et al. 2002, KB Strann, pers.medd.
Rundhaug, Tr	2001/02, 2005, 2007	NG Yoccoz, pers.medd.
Kvaløya, Tr	1997, 2002, 2004	Frafjord 2009
Indre Troms	1998, 2001	Frafjord 2009
Dividalen, Tr	1991, 1997, 2001, 2011	Statskogs fangstdata (figur 8.2)
Ofoten, No	2000	Frafjord 2009
Salten, No	1997, 1999	Frafjord 2009
Abisko, Vassejaure, Sverige	2001	Olofsson et al. 2004
Børgefjell		
Ulike deler av Nordland	1994, 1997, 2001, 2007, 2011	Statskogs fangstdata (figur 8.2)
Deler av Børgefjell NP	2007, 2010/11	NE Eide, pers.medd.
Lierne, NT	1988, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010/11	OJ Sørensen, pers.medd.
Ogndalen, Steinkjer, NT	1997, 2001, 2004, 2007, 2010/11	TK Spidsø, PF Moa, pers.medd.
Åmotsdalen		
Mittet, MR	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Grødal, MR?	2007, 2010, 2014	NE Eide, pers.medd.
Kongsvoll, Oppdal, ST	2014	V Bakkestuen, pers.medd.
Hjerkinn, Op	2007/08, 2010/11, 2014	NE Eide, JA Kålås, pers.medd.
Forollhogna, ST	2007, 2010,	NE Eide, pers.medd.
Rondane, Op/He	2014	K Skogen, pers.medd.
Øvre Heimdalsvatn, Op	1997/98, 2003/04, 2007, 2010, 2013	V Selås, pers.medd.
Vang, Op	2014	M Greaker, pers.medd.
Gutulia		
Finstad, Tynset, He	2014	V Bakkestuen
Trysil, He	1993, 1996	Uglestudier, Selås et al. 2011a
Hamar, Elverum, He	1991, 1994, 1997, 2004, 2007	Selås et al. 2011a
Hemeldalen NR, He	2010	T Høitomt, pers.medd.
Hedmarksvidda, He	2011v	http://naturarkivet.blogspot.com/2011/04/le-menvandring-over-elva.html
Lillehammer, Op	1992, 1996-1998, 2000	Olsen & Grønlien 2002
Brandbu, Op	2000/01	Olsen & Grønlien 2002
Varaldskogen, He	1980, 1984, 1987/88, 1994, 1999, 2002, 2007, 2010/11, 2013, 2014	J Rolstad, P Wegge, pers.medd.
Møsvatn		
Hølera, Sør-Aurdal, Op	1998, 2001/02, 2005/06, 2010/11	RA ims, pers.medd.
Hardangervidda Ø, Dagali, Hol, Bu	2014	Egne obs.
Trillemarka, Bu	2014	M Evju pers.medd.
Skrim, Bu	1994, 1997, 2000, 2005, 2008, 2010, 2014	Østbye et al. 2005, E Østbye, pers.medd., NE Eide pers.medd.
Blefjell, Notodden, Te	2014	
Haukelifjell, Setesdalsheiene, Te/AA	1997, 2010/11, 2014	Johansen et al. 1997, T Blindheim, NE Eide pers.medd.
Solhomfjell		
Vegårshei, AA	2005, 2007, 2009/10, 2014	V Selås, pers.medd.

9 Rovfugler

John Atle Kålås og Jan Ove Gjershaug

Enkelte miljøgifter akkumuleres oppover i næringskjeden, og rovfugler er gode indikatorer for slike miljøgifter. Rovfuglene er også følsomme for miljøgifter (bl.a. DDE, dieldrin, kvikksølv) (Ratcliffe 1967, Fimreite 1971, Newton 1988), og det er en gruppe dyr der en forventer tidlig å kunne se effekter av nye gifttrusler (Nygård 1990, Nygård et al. 1993, 1994, 2001). Kongeørn synes for øvrig å være særlig følsom for DDE (Nygård & Gjershaug 2001).

Innenfor den integrerte overvåkingen som er lagt til nordboreale og alpine områder, overvåkes derfor hekkebestand og reproduksjon for artene kongeørn og jaktfalk. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner hos rovfugl med jevne mellomrom (Nygård et al. 2001, 2006, Nygård & Polder 2012). For disse indikatorartene forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensinger. Jaktfalk er for øvrig oppført som nær truet (NT) på Norsk rødliste for arter 2015 (Kålås et al. 2015).

9.1 Metoder

I 2015 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn.

Fra og med 2013 har Rovdata tatt over ansvaret for innsamlingen av data for kongeørn. Dette medfører at antall inkluderte kongeørnterritorier (innenfor ca 50 km radius til sentrum av overvåkingsområdet) er økt til 15 for alle TOV-områdene, og det er gjort noen mindre justeringer for hvilke territorier som inkluderes. Videre vil det etter plan også bli etablert slik overvåking for Dividalsområdet (trolig data tilgjengelige fra 2016). For øvrig viser vi til oppdatert Skisse for intensiv overvåking av kongeørn i Norge oversendt fra NINA til Direktoratet for naturforvaltning i februar 2012 (Gjershaug et al. 2012). For jaktfalk er det som tidligere inkludert 10-15 territorier innenfor ca 50 km radius til sentrum av overvåkingsområdet for de 3 områdene der slik overvåking er inkludert.

Både kongeørn og jaktfalk har en dynamisk arealtilknytning med kontinuerlige forandringer i territoriegrenser og skifte av reirplasser. Omfang av endringer vil imidlertid variere både mellom artene og mellom individuelle par innen en art. Kongeørnene er vanligvis mer statiske i sin arealtilknytning enn jaktfalken, og enkelte kongeørnpar kan bruke samme reirplass i mange påfølgende år. Oppbyggingen av kunnskap om territoriegrenser og reirplasser vil imidlertid være en kontinuerlig prosess for begge disse artene. Dette kan medføre at ny informasjon gjør at vi må endre tidligere antagelser om territorieforhold (f.eks. splitting av ett territorium til to eller sammenslåing av to territorier til ett). Dersom dette gjøres, revurderes hele tidsserien for de aktuelle territoriene basert på alle tilgjengelige observasjoner fra hele tidsserien. I enkelte tilfeller vil det også dukke opp reir som ligger langt borte fra tidligere kjente hekkeplasser der det kan være uklarheter om hvilke av de aktuelle territoriene hekkelokaliteten tilhører. Vi må i slike tilfeller gjøre skjønnsmessige vurderinger som vil kunne bli revurderte på bakgrunn av informasjon vi får i kommende år.

Hekkesuksess er kartlagt ved at hvert territorium er besøkt med minimum ett besøk i mars/april samt ett besøk i juni/juli. Hvert besøk har en varighet på minimum 4 timer, og alle kjente reirplasser er sjekket. Dersom det etter disse to besøkene ikke er konstatert enten vellykket hekking, innstilt hekking eller mislykket hekking, kreves ytterligere ett besøk i perioden 1. august – 15. september der man under gunstige værforhold ser etter ut-flydde unger (for kongeørn se Nordisk metodemanual, Ekenstedt et al. 2006 og feltinstruks fra Rovdata: www.rovdata.no/Kongeørn/Instrukser.aspx).

Med dette som bakgrunn er hovedmål å fastslå hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for jaktfalk, og minst 50 dager gamle for kongeørn for det utvalget av territorier som er inkludert. Antall unger over denne alder brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten. Vi får også noe informasjon om de aktuelle rovfuglartene har tilhold i de forskjellige 'territoriene', og om de gjør forsøk på hekking eller ikke.

Se forord for informasjon om hvem som har utført feltarbeidet i de forskjellige områdene.

9.2 Resultater

Børgefjell

I 2015 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 11 av de 15 territorier som nå overvåkes i Børgefjell. Det ble konstatert egglegging og ruging i 6 av territoriene. Det ble klekt fram unge i alle disse, og det ble totalt produsert 7 unger. For jaktfalk ble det observert voksne fugler i 3 av de 9 territoriene som ble undersøkt i 2015, og fra 2 av disse ble det til sammen produsert 5 unger.

Åmotsdalen

I 2015 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 12 de 15 kongeørnterritorier som nå inkluderes i TOV. Det var egglegging/ruging i 5 av territoriene. For ett av reirene ble hekkingen avbrutt i rugeperioden og for ett reir døde ungen før den nådde 50 dg alder. De tre siste produserte en unge hver. For jaktfalk ble det i 2015 observert voksne fugler i 2 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging og ruging i begge disse, og det ble her produsert til sammen 4 unger.

Gutulia

Det ble registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 aktuelle kongeørnterritoriene i 2015, og det ble registrert egglegging/ruging i 5 av disse. For ett av reirene ble hekkingen avbrutt i rugeperioden, mens det for de resterende 4 ble produsert til sammen 6 flyvedyktige unger.

Møsvatn

I 2015 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 kongeørnterritorier som nå er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 10 av territoriene. Alle disse produserte flyvedyktige unger, til sammen 13 unger. For jaktfalk ble det i 2015 observert voksne fugler ved 10 av de 15 territoriene som nå er inkludert i TOV. Det var indikasjoner på egglegging og ruging for 4 av disse, og det ble her produsert til sammen 7 unger.

Lund

I Lund-området ble det i 2015 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 territoriene som nå er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging og ruging i 8 av territoriene. For ett av reirene ble hekkingen avbrutt i rugeperioden og for ett reir døde trolig ungen før den nådde 50 dg alder. For de resterende ble det produsert totalt 6 unger.

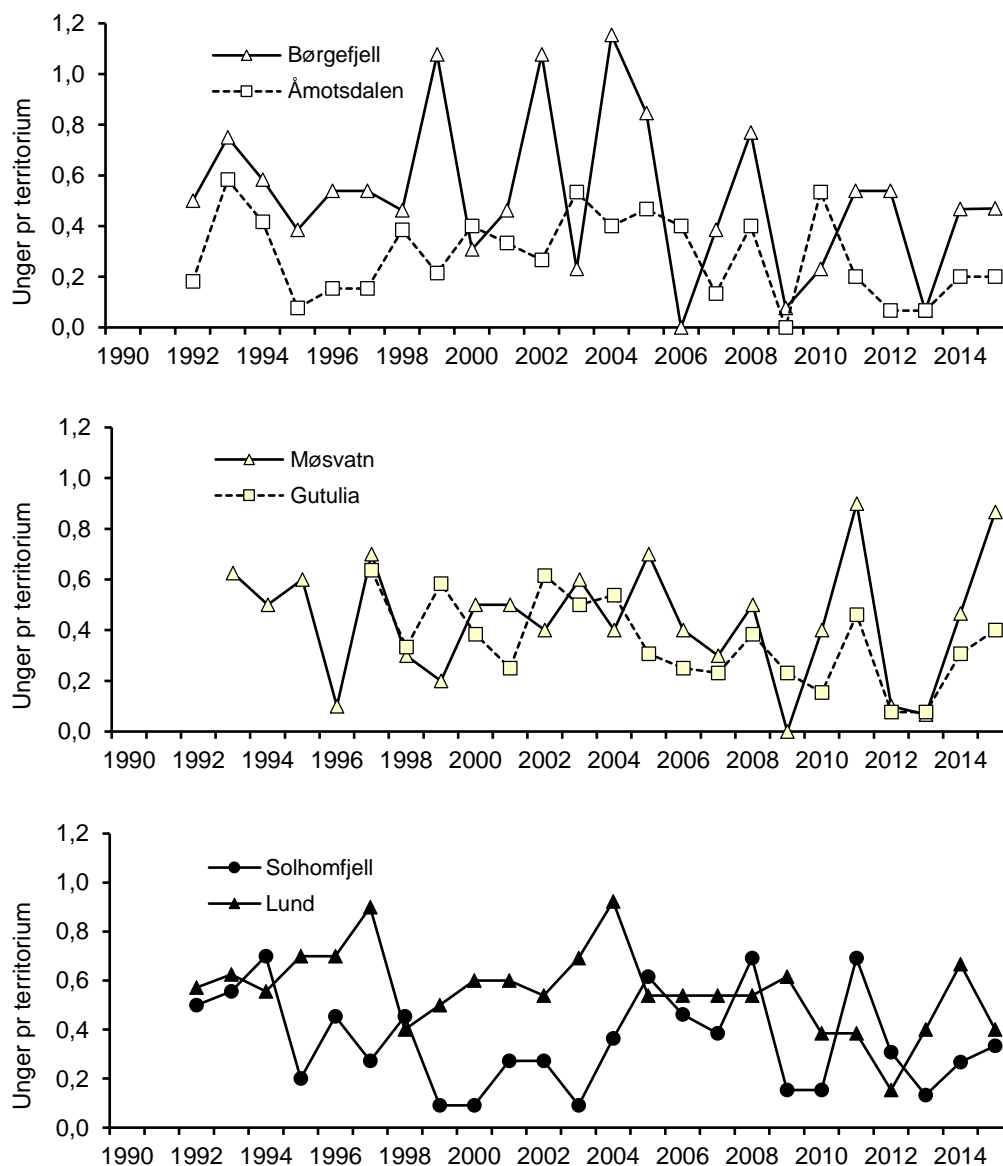
Solhomfjell

I 2015 ble det observert aktivitet av kongeørn ved 14 av de 15 kongeørnterritoriene som nå inkluderes for området. Det ble registrert egglegging/ruging i 7 av territoriene. For 2 av reirene ble hekkingen avbrutt i rugeperioden, og for de øvrige ble det produsert totalt 5 unger.

9.3 Diskusjon

For indikatorarten kongeørn forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonssuksess i de sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensinger. I våre tilgjengelige dataserier ser vi ingen klare tegn til slike forskjeller.

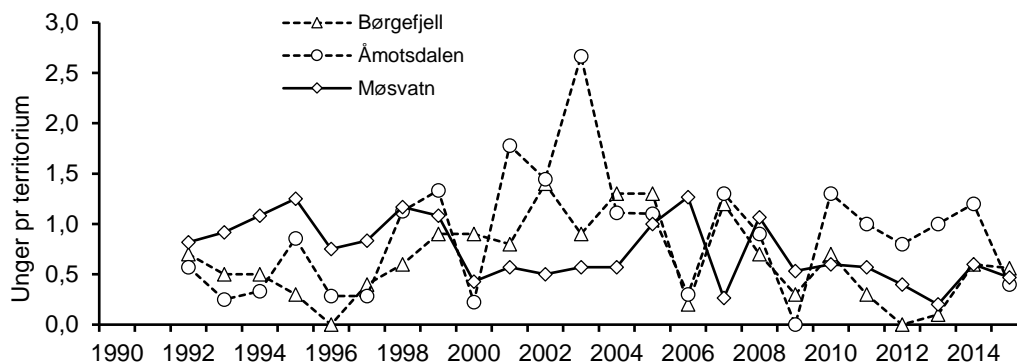
For kongeørn var det i 2015 bedre ungeproduksjon enn i 2014 for Gutulia, Møsvatn og Solhomfjell, som for 2014 for Børgefjell og Åmotsdalen og lavere enn i 2014 for Lund-området. Produksjonen var noe over middels for perioden 1992–2014 for Gutulia og Møsvatn, omtrent som middels for Børgefjell og Solhomfjell og noe lavere enn middels for Åmotsdalen og Lund. Samlet for alle områdene var ungeproduksjonen like over middels for perioden 1992–2014. Tidsserien for kongeørn (1993–2015) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,56 unger pr territorium $\pm 0,17$ SD), etterfulgt av Børgefjell (0,52 $\pm 0,31$ SD), Møsvatn (0,44 $\pm 0,24$ SD), Gutulia (1997–2015, 0,35 $\pm 0,17$ SD), Solhomfjell (0,35 $\pm 0,20$ SD), og Åmotsdalområdet (0,28 $\pm 0,17$ SD) (**figur 9.1**).



Figur 9.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1992–2015.

For jaktfalk målte vi i 2015 relativt dårlig ungeproduksjon, og produksjon var lavere enn i 2014 for alle de 3 inkluderte områdene. Produksjonen var klart under middels for perioden 1992–2014 for Åmotsdalområdet og Møsvatn, og like under middels for Børgefjell (**figur 9.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1992–2015. Dette gjelder i særlig

grad for Åmotsdalen. Dataene for perioden 1992–2015 indikerer noe forskjell i produksjon mellom de tre områdene, med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet (gjennomsnittlig 0,90 unger pr territorium, $\pm 0,61$ SD) etterfulgt av Møsvatn ($0,73 \pm 0,31$ SD) og Børgefjell ($0,63 \pm 0,40$ SD). Noe lavere gjennomsnittlig produksjon for Børgefjell er særlig forårsaket av en periode med relativt lav produksjon på midten av 1990-tallet, samt for perioden 2011–2013.



Figur 9.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene 1992-2015.

Lirype er vanligvis viktig føde for jaktfalk og kongeørn. Gode forekomster av lirype gir også en god indikasjon på at det er gode forekomster av annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Betydningen av slikt bytte venter vi særlig skal være viktig for de nord-boreale områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalområdet Gutulia og Møsvatn). For Børgefjell, der vi har tilgjengelige data tilbake til 1985, ser vi en klar sammenheng mellom høstbestanden av rype (målt som antall innsamlede vinger fra jegere) og produksjonen av jaktfalkunger påfølgende vår (Kålås & Gjershaug 2004, Selås & Kålås 2007). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn for de tre øvrige områdene denne arten overvåkes i. Trolig er hare og orrfugl viktigere bytte, og i tillegg kan åtsler fra hjortedyr og bufe ha større betydning i den viktigste delen av reproduksjonssesongen (mars-juni) i disse to sørligste områdene.

Vi ser ingen entydige tegn til lavere reproduksjon i de sørligste områdene som kunne vært forventet om bestandene her var negativt påvirket av langtransporterte luftforurensninger. For den aktuelle 24-årsperioden ser det imidlertid ut til å være tendenser til redusert produksjon for kongeørn i TOV områdene (gjennomsnitt for alle områder samlet 1992–2015, $r = -0,43$, $p = 0,04$), og dette er tydeligst for Gutulia (1997–2015, $r = -0,56$, $p = 0,01$) og Lund (1992–2015, $r = -0,45$, $p = 0,03$).

For jaktfalk er mønsteret i endringer i den aktuelle 24-årsperioden mer variert med nedgang i Møsvatn (1992–2015, $r = -0,54$, $p = 0,01$), men med mindre tydelige langtidstrener i Børgefjell- og Åmotsdalområdet, der det var flere år med god produksjon i perioden 2001 til 2005. Det er dessuten en positiv sammenheng mellom ungeproduksjon i Børgefjell og i Åmotsdalområdet (for perioden 1992–2015, $r = 0,49$, $p = 0,02$), men ingen slik sammenheng mellom produksjon i disse to områdene og Møsvatn.

Den informasjonen vi har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2015, gir forventninger om relativt dårlige forhold for ungeproduksjon for kongeørn og jaktfalk i de fleste TOV-områdene i 2016.

10 Hønsefugl

Erlend B. Nilsen og John Atle Kålås

I TOV er overvåkingen av hønsefugl først og fremst knyttet til liryp. Lirypa inngår som en viktig art i de nord-boreale og alpine økosystemene og er en viktig del av næringsgrunnlaget for flere arter rovfugl. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger og deres kobling til svingninger i så vel rypebestanden som bestanden av rovpattedyr og rovfugl er tidligere viet stor oppmerksomhet i Fennoskandia (Hagen 1952, Steen et al. 1988).

Jakt på lirype er i Norge en meget påaktet og populær jaktform, og lirypa regnes ofte som selve 'folkeviltet'. I 10-årsperioden mellom 2005 og 2015 ble det årlig felt mellom 77 000 og 250 000 (gjennomsnitt 154 000) liryper i Norge (<http://www.ssb.no/srjakt>). Flere forskningsprosjekter har de siste tiårene fokusert på jaktas betydning på lirypebestandene, samt utvikling av metoder for å sikre bærekraftig høsting (Sandercock et al. 2011, Wam et al. 2012). Som et ledd i denne utviklingen har det etter hvert vokst fram et stort nettverk av takseringslinjer som telles hver høst i regi av rettighetshavere. En stor andel av disse er samlet og systematisert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no/>), og muliggjør analyser av økologiske sammenhenger på større geografisk skala enn det som tidligere har vært mulig.

En viktig grunn til at lirype ble valgt som overvåkingsart i TOV er at det, spesielt fra de sørvestlige delene av landet, er påvist høye verdier av Cd i så vel lirype som fjellrype (Herredsevela & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye Pb-verdier i lirype fra de sørlige deler av Norge (Kålås & Lierhagen 2003). Samtidig er hønsefugl viktige som føde for rovfuglartene jaktfalk og kongeørn, som også inngår som indikatorer i TOV, og kunnskap om bestandsforholdene for lirype er viktige for å kunne vurdere årsaker til variasjon i ungeproduksjon for disse rovfuglartene. For øvrig kan bestanden av lirype påvirkes negativt av et mildere klima, på grunn av endringer i habitatsammensetningen og mer indirekte via endringer i forekomster av smågnagere (Kausrud et al. 2008).

10.1 Metoder

Formålet med rypetakseringene i regi av TOV har i første rekke vært å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype som grunnlag for vurderingen av ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk. Takseringsfeltene ble lagt ut for å representere bestandsendringer for lirype i de aktuelle områdene og er ikke nødvendigvis representativ for den generelle tettheten av lirype i et område. Dataene er derfor mindre egnet til direkte sammenligning av bestandsstørrelser mellom områder. Blant annet vil habitatkvalitet for lirype på de arealene som takseres, variere mellom områdene. Våre beregninger av bestander vil derfor variere innenfor forskjellige nivå for de enkelte TOV-områdene.

Taksering og estimering

Overvåking av lirype i TOV-regi er basert på linjetakseringer som utføres på høsten (i august måned). Takseringsmannskapet går langs på forhånd definerte takseringslinjer og benytter stående fuglehund til å øke antallet rypeobservasjoner. Det er flere forhold som taler for å takseres på seinsommeren/tidlig høst, blant annet at man på denne tiden får et mål på årets produksjon av kyllinger i tillegg til et mål på tetthet (av voksne fugler). Taksering på høsten har blitt benyttet i en rekke forskningsprosjekter (Kvasnes et al. 2014a, Pedersen et al. 2004, Sandercock et al. 2011) og regnes som en godt egnet metode til å overvåke fluktusjoner i bestander av liryper.

Selve feltgjennomføringen og datainnsamlingen skjer ved at to personer går langs takseringslinjene, mens hunden er løs og avsøker området for ryper. Når hønsefugl observeres, noteres klokkeslett og dato, samt antall fugl i ulike kategorier (art, antall, alder og kjønn på voksne fugler)

og avstand fra takseringslinja. I tillegg har det de siste årene blitt notert nøyaktig posisjon for observasjonen.

For å estimere tetthet (antall ryper pr km²) innenfor de respektive takseringsområdene benytter vi nå en statistisk metode kjent som «Distance sampling» (Buckland et al. 2001). På norsk betegnes denne metoden gjerne «avstandsmetoden», og vi har nedenfor benyttet dette begrepet i denne rapporten. Når man beregner bestandsstørrelse eller bestandstetthet ved hjelp av avstandsmetoden, forutsetter man at man finner alle (hønse)fugler som sitter på linja, og at sannsynligheten for å oppdage fuglene avtar som en funksjon av avstand til takseringslinja. Det har etter hvert blitt opparbeidet en betydelig litteratur relatert til avstandsmetoden, både knyttet til videreutvikling av det statistiske rammeverket og praktisk bruk av metoden (Buckland et al. 2001, Pedersen et al. 2012, Royle et al. 2004, Sillett et al. 2012, Sollmann et al. 2015). Metoden er godt utprøvd og benyttet for lirype, og den har vært standard tilnærming innenfor hønsefuglforskningen i Norge og Sverige siden siste halvdel av 90-tallet. De tekniske og metodiske utfordringene er godt beskrevet andre steder. Prinsippet er at man benytter observasjonene til å estimere en oppdagbarhetskurve, og vi har valgt å estimere denne ved hjelp av en «half-normal» sannsynlighetsfordeling (Buckland et al. 2001). Selv om denne modellen er mindre fleksibel enn for eksempel en hazard-modell synes den å være mer egnet ved lave utvalgsstørrelser slik som tilfellet er her. For å estimere populasjonsstørrelse eller tetthet benytter man den estimerte oppdagbarhetsfunksjonen samt en «Horvitz-Thompson»-liknende estimator (Buckland et al. 2001). Fugl som ikke er på takseringslinja, har en oppdagbarhet <1, og de vil slik sett «representere» flere uobserverte fugl. Når fugl finnes i grupper (slik som ofte er tilfellet med våre takseringer), vil estimatoren uttrykkes slik:

$$\hat{N} = \sum_{i=1}^n \frac{s_i}{P_i}$$

hvor \hat{N} er estimert bestandsstørrelse, s_i er antall fugl i observasjon i og P_i er estimert oppdagbarhet for observasjon i . For å estimere tetthet av fugl (antall fugl pr km²) blir estimert populasjonsstørrelse \hat{N} delt på arealet (a) for det takserte området. Dette beregnes som $L \cdot \omega \cdot 2$, hvor L er total (samlet) lengde på takseringslinjene, og ω er maksimal avstand takseringslinja. Denne avstanden kan settes på før datainnsamlingen gjennomføres, men settes ofte ved at man trunkerer datasettet slik at de 5-10% av observasjonene som ligger lengst fra linja utelates fra analysene. Vi har her valgt å trunkere slik at kun de 90% av observasjonene som ligger nærmest takseringslinjene, inkluderes i analysene. Basert på avstandsmetoden estimerer vi her total tetthet (antall fugl pr km²) samt tetthet av voksne fugl (antall voksne fugl pr km²). På grunn av relativt begrenset med data estimerer vi en oppdagbarhetsfunksjon som er felles for alle år (men potensielt variabel mellom områder).

Produksjon estimeres som kyllinger pr to voksne. For å estimere usikkerhet i estimatene benytter vi metoden beskrevet i Kvasnes et al. (2014b), men bemerker at denne tilnærmingen kan være sårbar for overestimering dersom man ofte observerer kun en voksen fugl (hann eller hunn) sammen med kullet.

Gjennomføring

I 2015 ble det gjennomført rypetaksering etter justert design i fire områder (Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn), og disse rapporteres her. I Lund var linjedesign under justering, og fremtidig rapportering vil være basert på denne justerte designen. I Gutulia ble det ikke gjennomført lirypetakseringer i TOV-regi i 2015, da disse linjene i stor grad overlapper linjer som takseres i regi av rettighetshaverne. Fra 2016 vil rapporteringen fra Gutulia baseres på disse dataene.

Dividalen Justerte takseringslinjer i Dividalen ble taksert 10.–15. august. Totalt ble det taksert 25 km, fordelt på åtte linjer (seks i Høgskaret, to i Havgavoumbi). Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. NINA har fra 2015 avtale med Statskog om taksering av disse linjene, og Statskog har den direkte kontakten

med taksører fra Målselv JFF. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Børgefjell Justerte linjer i Børgefjell ble taksert i perioden 7.–9. august. Totalt ble det taksert 22 km fordelt på seks takseringslinjer. Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. Takseringen ble gjennomført av Snorre Johansen, som har gjennomført takseringene i Børgefjell i flere år. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Møsvatn Justerte linjer i Møsvatn ble taksert i perioden 8.–10. august. Totalt ble det taksert 22 km fordelt på seks takseringslinjer. Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. Takseringen ble gjennomført av Sten Svartaas, med assistanse fra B. Frøysa. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Åmotsdalen Justerte linjer i områdene i og rundt Åmotsdalen ble taksert i perioden 1.–16. august. Totalt ble det taksert 43 km, fordelt på 17 linjer (seks i Gåvålia, sju i Åmotsdalen og fire i Dindalen). Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. Takseringen ble gjennomført av Sten Svartaas (med assistanse fra B. Frøysa) og Torgeir Ekseth. Takseringene i Gåvålia gjennomføres i samarbeid med Statskog. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

10.2 Resultater

I 2015 ble det totalt gjort 74 observasjoner av liryper (totalt 238 liryper) i forbindelse med lirype-takseringene, men fordelingen mellom områdene var relativt ujevn (**tabell 10.1**). Flest observasjoner ble gjort i Dividalen, mens det ble gjort færrest observasjoner i Børgefjell.

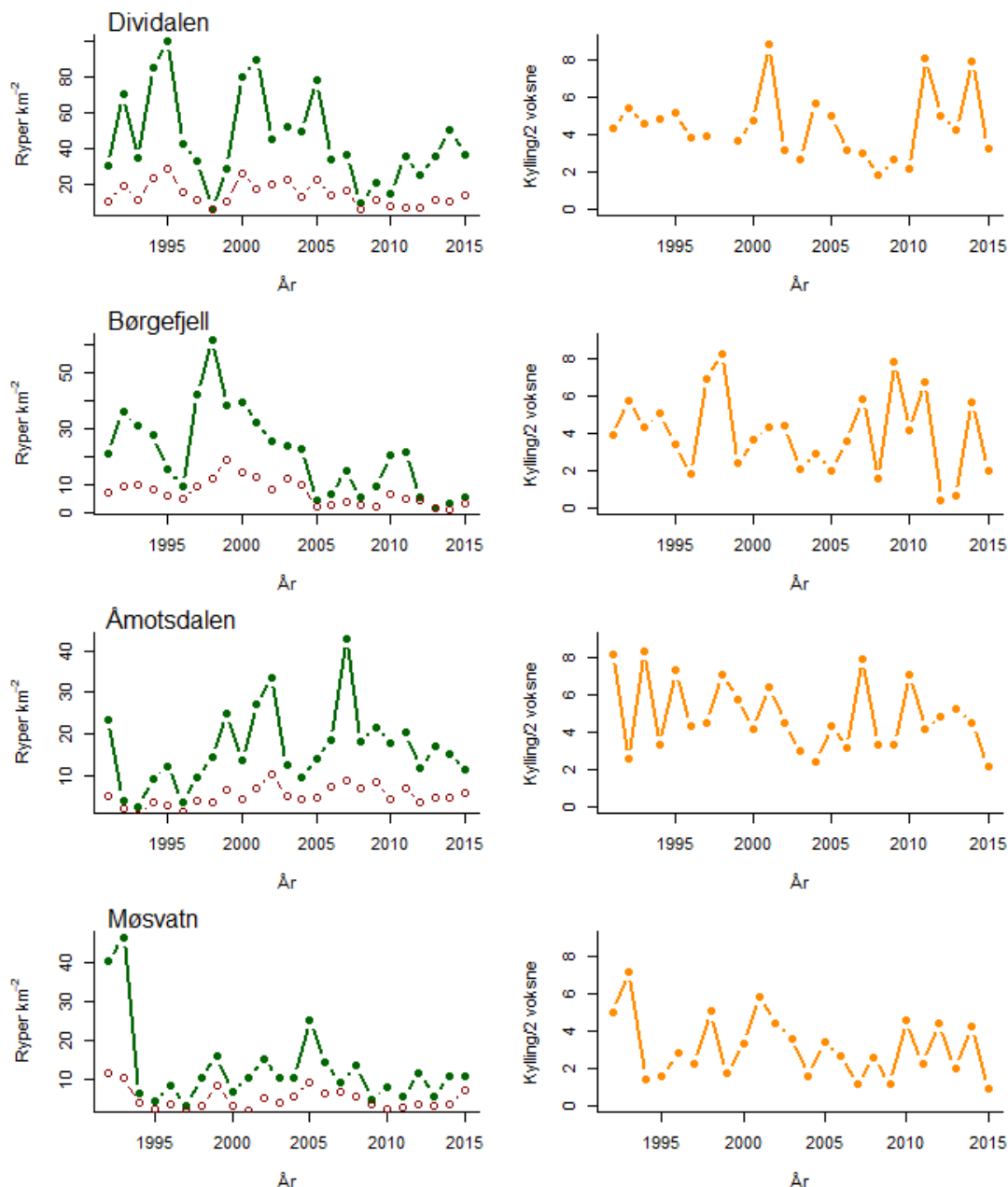
Som det framgår av **tabell 10.1**, ble det registrert lav produksjon av kyllinger i Møsvatn og Åmotsdalen, mens det var middels produksjon av kyllinger i Dividalen. I Børgefjell gjør et svært lavt antall observasjoner estimeringen usikker, men også her inneholdt de observerte kullene få kyllinger.

Tetthet av ryper, estimert basert på avstandsmetoden, indikerer relativt lave bestandsnivåer i 2015 i de fleste områder, selv om det (basert på punktestimatene) ser ut til å være relativt beskjedne endringer fra 2014 (**figur 10.1**). I Dividalen ser imidlertid trenden med en økende bestand i perioden fra 2010 til å vedvare.

Tabell 10.1 Oversikt over antall observasjoner av lirype, fordelt på alder og kjønn, i de respektive områdene. Kylling/2 voksne gir en indikasjon på årets produksjon av kyllinger.

Område	Høner	Stegger	Ukjent	Kyllinger	Totalt	Kylling/2 voksne*	Antall obs.
Børgefjell	3	3	2	7	15	----	3
Dividalen	24	20	2	74	120	3,2	36
Møsvatn	11	13	0	10	34	0,8	14
Åmotsdalen	15	19	0	35	69	2,1	21

* Kylling/2 voksne rapporteres ikke når antall observasjoner < 10



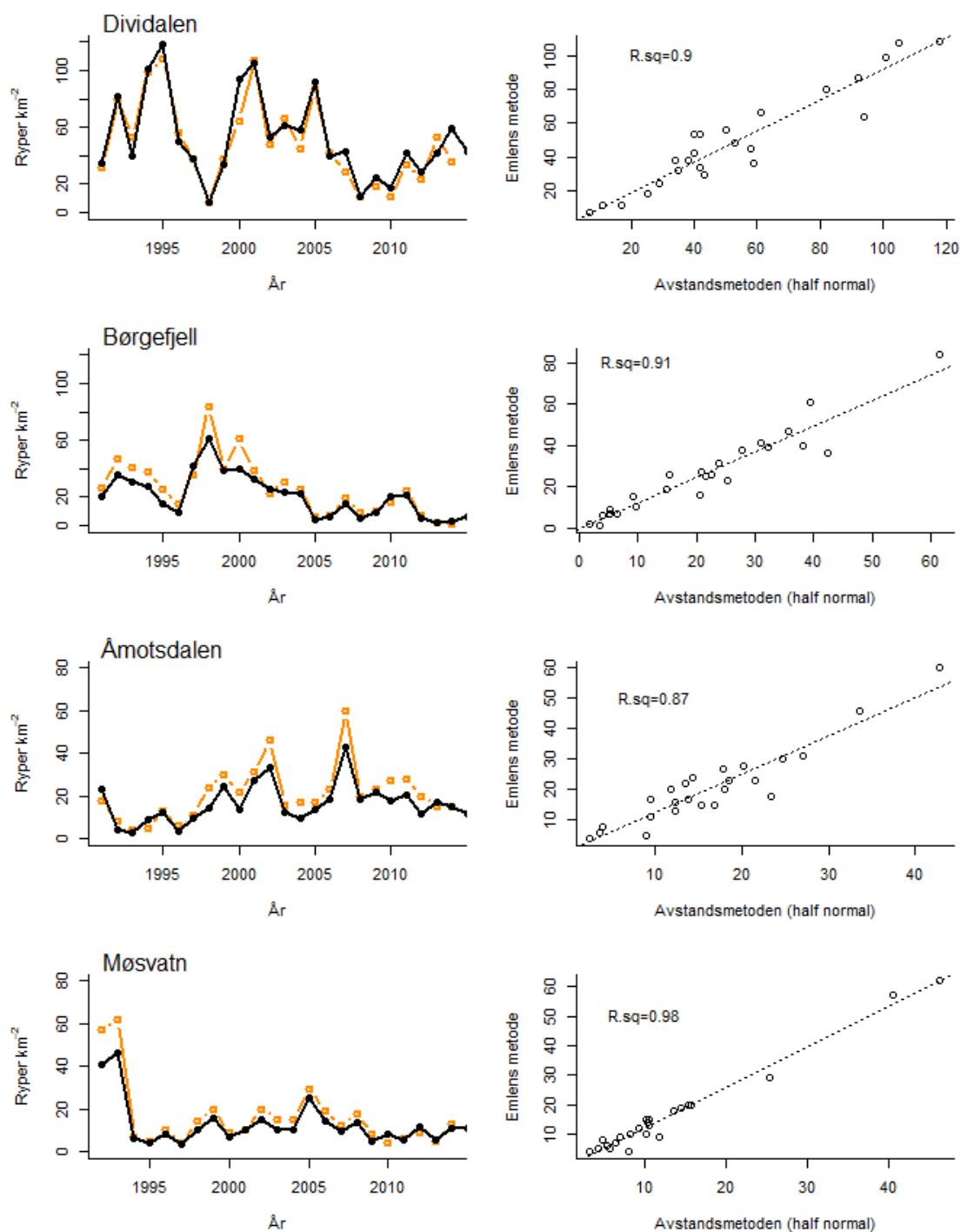
Figur 10.1 Oversikt over estimert total tetthet (grønn strek - venstre figur) og estimert tetthet av voksen fugl (rød strek - venstre figur), samt estimert antall kyllinger pr 2 voksne observert.

10.3 Diskusjon

Sammenliknet med de siste årene var 2015 et år preget av lav produksjon i de tre områdene Børgfjell, Møsvatn og Åmotsdalen, mens det var middels produksjon i Dividalen. Dette samsvarer godt med bildet fra den øvrige takseringen som gjennomføres i Norge basert på liknende metoder, hvor det ble rapportert om generelt høy produksjon og økte bestandstettheter i Troms og Finnmark, mens det var generelt lav produksjon fra Nordland og sørover (se for eksempel <http://honsefugl.nina.no/Innsyn>). Våre estimerte endringer i tetthet av voksen fugl i TOV-områdene mellom 2014 og 2015 ligger innenfor usikkerhetsmarginene. Generelt forventer man også at tetthet av voksen fugl er mer stabil enn rekrutteringen av ungfugl til bestanden.

I alle områdene har bestandstetthet og produksjon variert betydelig gjennom perioden 1991-2015, og i Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015) ble det rapportert en generell bestandsnedgang på 65% i estimert tetthet (antall pr km²) av voksen fugl i TOV-områdene i perioden 2005-2014. De siste markerte bestandstoppene er for Dividalen i 2001 og 2005, med mindre topper i 2013-2015), i Børgefjell rundt 2000 og 2003, med mindre topper i 2007 og 2010/2011, i Åmotsdalen i 2002 og 2007 med mindre topper i 2010/2011. For Møsvatn har vi målt relativt lave bestander i hele perioden 1994-2013, etter at vi registrerte høye bestander her i 1992 og 1993, med antydning til større bestander i 1998-99, 2002, 2005, 2008 og 2012.

I resultatene presentert her er tetthet (total tetthet og tetthet av voksen fugl) estimert basert på avstandsmetoden, mens den tidligere ble basert på Emlens metode (Kålås et al. 1991). I de fire områdene hvor linjene nå er justert for å bedre tilfredsstille forventningene (se over) i denne metoden, har vi her rekalkulert tetthetsestimatene (**figur 10.1**). Generelt finner vi godt samsvar mellom de to metodene (**figur 10.2**), og forklaringsgraden (R^2 -verdien) i en lineær regresjon mellom disse to estimatene ligger for de ulike områdene i størrelsesorden 0,87-0,91 (**figur 10.2**). Dette betyr at de to metodene gir veldig likt bilde på utviklingen i rypebestanden i de ulike områdene. Det er imidlertid flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype, og dette vil kunne påvirke hvor nøyaktig estimatet for et enkelt år gjenspeiler de reelle tetthetene. To viktige faktorer i denne sammenheng er taksert areal (eller samlet lengde på takseringslinjene) og variasjoner i oppdagbarhet. Oppdagbarheten vil variere med både topografi og vegetasjonsforhold, og den vil være avhengig av værforhold. Tilnærmingen med å benytte avstandsmetoden vil dessuten tillate at oppdagbarheten varierer mellom områder. Det omfanget med lirypetakseringer som foregår i regi av TOV, er imidlertid for begrenset i de fleste områdene til å estimere egne oppdagbarhetskurver for hvert område hvert år med noenlunde sikkerhet. Selv med såpass store usikkerheter i beregningene gir våre tetthets- og produksjonsmål en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype, slik formålet er.



Figur 10.2 Til venstre oversikt over tidsserier av estimert tetthet basert på Emlens metode (orange strek) og avstandsmetoden (sort strek). Til høyre sammenhengen mellom årlig estimert tetthet basert på Emlens metode (y-aksen) og avstandsmetoden (x-aksen). Stiplet linje indikerer linjær trend.

11 Spurvefugl

John Atle Kålås

Spurvefugler overvåkes da de forventes å bli negativt påvirket av eventuelle forurensinger, og de forventes også å bli påvirket av eventuelle endringer i klima. Effekter av forurensing inkluderer blant annet redusert reproduksjon i forurensede områder (Ormerod et al. 1988, Rosseland et al. 1990, Graveland et al. 1994) og i områder forurenset med metaller (Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehtikainen 1995, 1996). Det er også dokumentert redusert fødetilgang for fugler som søker næring på bartrær i forurensede områder på grunn av nåletap fra slike trær (Gunnarsson 1988, 1990, Hake 1991). Spurvefugler overvåkes også på grunn av at de dekker et spekter av arter med forskjellig økologi, og de er derfor egnet både for overvåking av kjente påvirkninger og for tidlig å kunne gi antydninger om ukjente negative påvirkninger (Koskimies 1989, Marchant et al. 1990, Baillie 1991, Furness et al. 1993, Greenwood et al. 1993). For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon og/eller reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder reproduksjon, forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i økt omfang av uklekte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. I forhold til klimaendringer forventer vi respons i forhold til tidspunkt for reproduksjon, men det er uklart hvilke bestandseffekter dette kan gi.

Det foregår nå også en nasjonal overvåking av terrestriske hekkefugl i Norge (se TOV-E i neste avsnitt) og det er en samordning for overvåking av våre mer vanlig forekommende hekkefugler i Europa (Pan-European Common Bird Monitoring Scheme, se <http://www.ebcc.info/index.php?ID=587>). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i en større målestokk er viktig bakgrunnsinformasjon/referanse for spurvefuglovervåkingen i de syv TOV-områdene.

11.1 Metoder

Bestandsovervåking

For bestandsovervåking av spurvefugler i TOV-områdene har vi valgt å benytte punkttakseringsmetoden (Bibby et al. 1992). Denne metoden gir i utgangspunktet ikke eksakte tall for tettheter av enkeltarter, men den gir indeksverdier som er godt egnet til å kvantifisere endringer over tid (Crawford 1991). For mange arter er det vist en god samvariasjon mellom resultatene fra punkttakseringer og den mer nøyaktige og kostnadskrevende revirkarteringsmetoden (Svensson 1989).

I hvert område takseres som standard 200 punkter som fortrinnsvis fordeles i terrenget langs 10 ruter (linjer), hver med 20 punkt. Punktene er lagt ut med vanligvis 200-300 m avstand. Nøyaktig samme punkter telles hvert år. På hvert punkt telles alle sette og hørte fugler i løpet av en periode på nøyaktig 5 minutter. Takseringene utføres fortrinnsvis fra kl. 04:30 til kl. 10:00 (sommertid) slik at den omfatter perioden hvor spurvefuglene er mest sangaktive. Som standard skal punktene takseres til samme tid på døgnet (± 30 min.) hvert år, og de skal takseres på omtrent samme dato (± 5 dager, justert for vårens framdrift). Antall takserte punkt skal være tilstrekkelig til å kunne dokumentere populasjonsendringer for de vanligst forekommende artene innen hvert enkelt overvåkingsområde. Det legges også vekt på å benytte samme feltpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av feltpersonell vil likevel av og til være nødvendig.

For å kunne kontrollere for endringer i vegetasjon som kan gi endringer i fuglefaunaen, ble det ved etablering av takseringene gjort en grov kartlegging av vegetasjonen i en radius av 100 m rundt de enkelte punktene. Vegetasjonsforholdene rundt hvert tellepunkt kan ved behov re-kartlegges, og eventuelle effekter av vegetasjonsendringer på fuglebestandene kan evalueres. For nærmere beskrivelse av metoder se Kålås et al. (1991) samt senere utarbeidede instruksjoner (Kålås upubl.).

Her gir vi en kort presentasjon av 2015-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992–2014. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992–2015 for totalt antall observerte spurvefugl for de artene som har relativt høy grad av stedtrohet til hekkeområdet ('stasjonære'). Artene som er ekskludert fra denne gruppen, på grunn av sin mer irregulære forekomst ('nomadiske'), er finkeartene bjørkefink, grønnefink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbartene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999). For år der ikke alle de 200 faste tellepunktene kan besøkes i et område er totalantall beregnet under den forutsetning at endringer for de punkt som ikke ble taksert er tilsvarende som for de punktene som ble takserte.

Reproduksjonsovervåking

For å overvåke reproduksjonssuksess hos spurvefugler har vi av praktiske og økonomiske grunner valgt den hulerugende arten svarthvit fluesnapper. For denne arten er det dokumentert reproduksjonssvikt som kan skyldes forurensing (Nyholm & Myhrberg 1977, Nyholm 1981, 1994, Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Arten er lett å få til å hekke i fuglekasser, og ungene fores hovedsakelig med insekter (Haartman 1954, Lundberg & Alatalo 1992).

Det er satt opp fuglekasser for overvåking av reproduksjonssuksess til svarthvit fluesnapper. Det benyttes 50 fuglekasser i skog i hvert område der slik overvåking pågår. Kassene settes opp i to rekker hver med ca 25 kasser med et mellomrom på 50–100 m mellom kassene. Kassene kontrolleres vanligvis en gang i uka fra like før start av egglegging hos svarthvit fluesnapper til svart-hvit fluesnappernes unger forlater reiret.

Viktigste mål for dokumentasjon av reproduksjonssvikt for svarthvit fluesnapper er klekkesuksess (prosent av lagte egg som klekker, ødelagte/forlatte reir utelates). Andre viktige mål er kullstørrelse, eggleggingstidspunkt og overlevelse for unger (prosent av ungene som overlever minst ti dager etter klekking, ødelagt/forlatte reir utelates). Ved slike beregninger inkluderes ikke sene kull (som ofte vil være omlagte), det vil si kull lagt ≥ 13 dager etter at tredje kull i området er ferdiglagt. Ved beregning av områdevis eggleggingstidspunkt benytter vi også dette utvalget av reir. Det vil si at vi heller ikke her inkluderer kull lagt sent i hekkesesongen.

Vi definerer eggleggingsdato lik dato for siste egg lagt. Denne datoen er beregnet ut fra at det legges ett egg daglig etter at eggleggingen har startet. I enkelte tilfeller har vi også benyttet oss av klekkedato for å beregne eggleggingstidspunkt. I slike tilfeller har vi gått ut fra en rugeperioden (fra siste egg lagt til klekking) for svarthvit fluesnapper på 14 dager. Det beregnede eggleggingstidspunktet for enkeltkull vil vanligvis ha en sikkerhet på ± 1 dag.

Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper er i perioden 1996–2015 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2015

Dividalen: Takseringen ble utført i tidsrommet 23–27. juni av S.Ø. Nilsen og J. Stenersen. Det var til dels nedbør og krevende værforhold noe som kan ha resultert i at oppdagbarheten for fugl var noe lav i 2015. Værforholdene medførte at takseringstidspunkt for 4 ruter ble forskjøvet noe utpå dagen (utover standardtidspunkt), og 12 av de totalt 200 faste tellepunkt kunne ikke nås pga mye vatn i elvene.

Børgefjell: Takseringene ble utført i tidsrommet 19–20. juni – 8–9. juli. Svært sen vår i 2015 og mye snø medførte at 4 av rutene ble taksert relativt sent og at 2 ruter ikke kunne taksert. Takseringene ble utført av P.A. Lorentzen og L. Lorentzen.

Åmotsdalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 11–14. juni av P.W. Bøe, O. Heggøy og P.S. Ranke. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (31. mai, 8., 16., 26. juni og 3. og 10. juli). Etter at mesteparten av kassene er skiftet ut i løpet av siste 5-årsperiode er mulighetene for mår til å ødelegge reir redusert, og vi hadde ingen slike tilfeller i 2015.

Tabell 11.1 Spurvefugler observert på de 188 takserte punktene i Dividalen, 2015.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	111	205
Bjørkefink	97	176
Rødvingetrost	44	54
Heipiplerke	36	54
Rødstjert	34	48
Gråsisik	28	37
Gråtrost	10	18
Blåstrupe	14	14
Måltrost	12	12
Steinskvett	11	12
Kråke	9	11
Granmeis	8	8
Ringtrost	8	8
Ravn	4	5
Svarthvit fluesnapper	4	4
Kjøttmeis	3	4
Grønnsisik	3	3
Jernspurv	3	3
Rødstrupe	1	1
Sivspurv	1	1
Trepiplerke	1	1
Sum	188	679

Tabell 11.2 Spurvefugler observert på de 160 takserte punktene i Børgefjell, 2015.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	136	338
Bjørkefink	76	105
Gråsisik	35	40
Heipiplerke	20	26
Rødvingetrost	20	20
Blåstrupe	19	20
Gråtrost	13	18
Måltrost	13	14
Kråke	6	14
Jernspurv	11	11
Sivspurv	11	11
Rødstjert	10	10
Grønnsisik	3	7
Ringtrost	3	3
Ravn	1	1
Fossefall	1	1
Fuglekonge	1	1
Gulerle	1	1
Sum	160	641

Gutulia: De 200 punktene ble taksert i perioden 5–10. juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger i løpet av hekkesesongen av Engerdal Fjellstyre (5., 10., 17., 25. juni og 1., 8., 14., 21. juli).

Møsvatn: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 21–27. juni av E. Edvardsen og R. Bergstrøm.

Lund: De 200 punktene i Lund ble taksert i perioden 15–26. mai og 6 juni av V. Ankarstrand, K.H. Dagestad, V.D. Lomeland, L.A. Lien og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger av S. Skjærpe (15., 24. mai og 3., 10., 17., 25. juni og 5. juli).

Solhomfjell: De 200 punktene i Solhomfjell ble taksert av E. Edvardsen, Ø. Egeland, S. Bruerberg, J.H. Magnussen i perioden 23. mai – 14. juni. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger av Arild Pfaff (16., 24. og 31. mai, 6., 13., 22. og 29. juni og 4. juli).

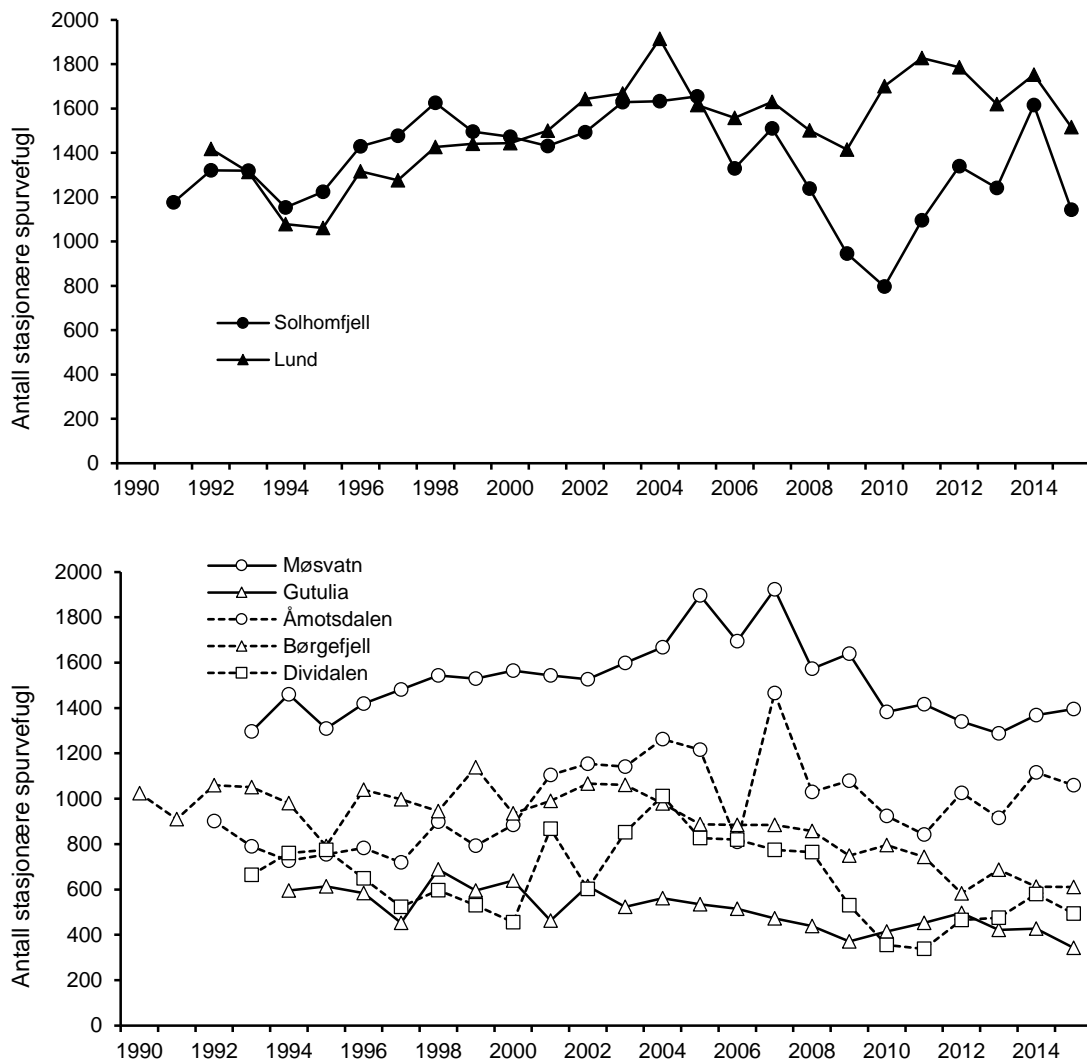
11.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene av de 188 punktene i Dividalen resulterte i 679 registrerte spurvefugler fordelt på 21 arter (**tabell 11.1**). Om man inkluderer beregnet forekomst for de 12 punktene som ikke ble taksert i 2015, er dette noe lavere enn i 2014. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det beregnet totalt 493 individ i 2015. Dette er en noe lavere enn for 2014 og ca 20 % under median antall observasjoner for denne gruppen av fugl i perioden 1993–2014 (**figur 11.1**). Vi vil påpeke at det var relativt dårlige observasjonsforhold i området i 2015.

Børgefjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene av de 160 punktene i Børgefjell i 2015 resulterte i 641 observerte spurvefugler fordelt på 18 arter (**tabell 11.2**). Om man inkluderer beregnet forekomst for de 40 punktene som ikke ble taksert i 2015, er dette litt høyere enn for 2014. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 611 individ i 2015. Dette var omtrent som for 2014, og 33 % under median antall observert for perioden 1993–2014 (**figur 11.1**). Vi vil påpeke at det var svært sein vår og sein snøsmelting for dette området i 2015.



Figur 11.1 Totalt antall observerte spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2015, arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebber).

Åmotsdalen

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 1230 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 11.3**). Det er litt lavere enn for 2014. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1059 individ i 2015. Dette er også litt lavere enn for 2014, men det er ca 15 % over median antall observert i dette området for perioden 1993–2014 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Åmotsdalen registrerte vi i 2015 full-lagte kull for svarthvit fluesnapper i 22 av de 50 fuglekassene. For 20 av kullene ble egglegging fullført i perioden 3–15. juni, og median eggleggingsdato for disse var 12. juni. Kullstørrelsen for de 20 kullene som var lagt innen 15. juni var i gjennomsnitt 5,90 egg (**tabell 11.8**). Det ble klekt fram unger fra 92 % av eggene i disse reirene. To av de 22 reirene ble forlatt eller predert i ungeperioden. For de resterende 20 reirene nådde 100 % av de utklekte ungene en alder på > 10 dager. Det var 7 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 3. juni. Fem av disse reirene produserte til sammen 29 flyvedyktige unger.

Tabell 11.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2015.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	138	413
Heipiplerke	81	168
Bjørkefink	56	82
Gråsisik	54	74
Gråtrost	44	74
Ringtrost	52	57
Steinskvett	38	51
Blåstrupe	40	45
Rødvingetrost	32	35
Jernspurv	25	26
Svarthvit fluesnapper	18	24
Gjerdsmett	23	23
Bokfink	12	20
Rødstjert	19	19
Sivspurv	18	19
Måltrost	17	17
Rødstrupe	12	13
Grønnsisik	10	13
Trepiplerke	10	10
Kråke	5	8
Svarttrost	5	6
Gulsanger	5	5
Kjøttmeis	4	4
Gransanger	3	3
Gråfluesnapper	3	3
Ravn	2	3
Fossekall	2	3
Bøksanger	2	3
Bergirisk	2	2
Dompap	1	2
Varsler	1	2
Granmeis	1	1
Møller	1	1
Sandsvale	1	1
Sum	200	1230

Tabell 11.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2015.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	63	84
Rødstjert	49	55
Heipiplerke	36	42
Bjørkefink	31	39
Måltrost	24	25
Korsnebb sp.	6	21
Grønnsisik	16	16
Duetrost	14	15
Steinskvett	13	15
Bokfink	10	10
Ravn	8	10
Gråfluesnapper	8	8
Svarthvit fluesnapper	8	8
Ringtrost	7	8
Kjøttmeis	6	8
Kråke	7	7
Granmeis	6	6
Rødstrupe	6	6
Gråtrost	6	6
Trepiplerke	5	5
Fuglekonge	4	5
Blåstrupe	3	3
Rødvingetrost	3	3
Jernspurv	3	3
Gulerle	2	2
Gråsisik	1	2
Lavskrike	1	1
Trekryper	1	1
Fossekall	1	1
Gjerdsmett	1	1
Svarttrost	1	1
Sivspurv	1	1
Møller	1	1
Skjære	1	1
Sum	200	420

Gutulia

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 420 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 11.4**). Dette er klart lavere enn for 2014. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 342 individ i 2015. Dette er klart lavere enn for 2014, og ca 34 % under median antall observert for denne gruppen av fugl her i perioden 1994–2014 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Gutulia var det i 2015 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 10 av kassene. For alle kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 6–18. juni (median eggleggingsdato 12,5. juni). Kullstørrelsen for disse kullene var 5,70 egg (**tabell 11.8**). Ett av disse reirene ble forlatt tidlig i rugeperioden og to reir ble forlatt eller predert i ungeperioden. Om en ser bort fra disse reirene, ble det klekt fram unger fra 76 % av eggene, og 97 % av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var 5 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 6. juni. Tre av disse reirene produserte til sammen 24 flyvedyktige unger.

Møsvatn

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1659 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 11.5**). Dette er en liten økning fra 2014. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1395 individ i 2015. Dette er også en liten økning fra 2014, men er likevel ca 10 % under medianverdi for dette området for perioden 1993–2014 (**figur 11.1**).

Tabell 11.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2015.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	179	551
Heipiplerke	84	180
Bjørkefink	85	131
Måltrost	85	118
Gråtrost	65	111
Gråsisik	89	106
Rødvingetrost	73	97
Sivspurv	62	72
Bokfink	38	49
Steinskvett	24	33
Ringtrost	22	31
Blåstrupe	14	17
Kråke	13	17
Jernspurv	16	16
Rødstjert	13	15
Gulerle	12	15
Grønnsisik	13	13
Rødstrupe	12	13
Trepiplerke	12	12
Korsnebb sp.	1	12
Svarttrost	10	11
Granmeis	9	9
Kjøttmeis	6	7
Gjerdesmett	6	6
Gulsanger	4	4
Gråfluesnapper	2	2
Grønnfink	2	2
Skjære	2	2
Ravn	1	2
Blåmeis	1	1
Hagesanger	1	1
Svarthvit fluesnapper	1	1
Dompap	1	1
Vintererle	1	1
Sum	200	1659

Tabell 11.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2015.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	191	563
Bokfink	112	150
Trepiplerke	92	113
Rødvingetrost	73	90
Svarttrost	73	87
Måltrost	75	86
Gjerdesmett	71	84
Rødstrupe	69	80
Jernspurv	52	57
Gråsisik	46	50
Kjøttmeis	38	42
Grønnsisik	30	33
Svarthvit fluesnapper	26	29
Rødstjert	19	20
Tornsanger	18	18
Heipiplerke	13	17
Sivspurv	13	16
Ringtrost	11	12
Buskskvett	8	9
Granmeis	8	8
Dompap	8	8
Blåmeis	6	8
Grønnfink	5	6
Munk	5	5
Gråfluesnapper	4	5
Steinskvett	3	3
Nøtteskrike	2	2
Svartmeis	1	1
Spettmeis	1	1
Fuglekonge	1	1
Korsnebb sp.	1	1
Sum	200	1605

Lund

Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Lund i 2015 resulterte i 1605 observerte spurvefugler fordelt på 31 arter (**tabell 11.6**). Dette er en klar nedgang fra 2014. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1515 individ i 2015. Dette er også en klar nedgang sammenlignet med 2014, men likevel omtrent som medianverdi for dette området for perioden 1993–2014 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsovervåking: I 2015 hadde vi et betydelig omfang av predasjon i kassene i Lund, trolig forårsaket av mår. For svarthvit fluesnapper reirene som ikke ble ødelagt var det imidlertid et ganske godt produksjonsår også i 2015. Det var egglegging av svarthvit fluesnapper i 18 av de 50 fuglekassene. Disse kullene ble ferdiglagd i tidsrommet 24. mai – 6. juni (median eggleggingsdato 30,5. mai), og det var i gjennomsnitt 6,12 egg i hvert kull. Seks av reirene ble ødelagt i rugeperioden og 3 av reirene ble ødelagt i ungeperioden. For de 11 reirene med vellykket klekking ble 94 % av eggene klekt, og for de 8 reirene med vellykket ungeproduksjon nådde alle ungene en alder på >10 dager (**tabell 11.8**). I 2015 ble det i første halvdel av mai startet egglegging i 14 av kassene for kjøttmeis og i 2 av kassene for blåmeis. Hele 15 av disse reirene ble ødelagt (trolig av mår) og det siste ble forlatt i ungeperioden. Vi registrerte altså ingen ungeproduksjon for kjøttmeis og blåmeis i kassene i Lund i 2015.

Tabell 11.7 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2015.

Art	Ant. pkt	Ant. ind.
Løvsanger	150	288
Trepiplerke	152	256
Bokfink	94	118
Rødstjert	78	93
Grønnsisik	68	82
Tornsanger	54	62
Svarttrost	46	49
Rødstrupe	42	49
Kjøttmeis	33	33
Svarthvit fluesnapper	30	33
Gråsisik	27	28
Duetrost	23	25
Toppmeis	17	23
Korsnebb sp.	12	23
Måltrost	17	17
Jernspurv	15	15
Sivspurv	12	12
Buskskvett	9	9
Gjerdsmett	7	9
Munk	7	7
Fuglekonge	6	6
Gråfluesnapper	6	6
Tornskate	4	5
Hagesanger	4	4
Møller	4	4
Nøtteskrike	3	3
Granmeis	3	3
Svartmeis	2	3
Løvmeis	2	2
Trekryper	2	2
Ringtrost	2	2
Linerle	2	2
Rødvingetrost	1	1
Gransanger	1	1
Dompap	1	1
Sum	200	1276

Solhomfjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Solhomfjell i 2015 resulterte i 1276 observerte spurvefugler fordelt på 35 arter (**tabell 11.7**). Dette er en klar nedgang fra 2014. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det beregnet totalt 1143 individ i 2015. Dette er også en klar nedgang fra 2014, og ca 20 % under medianverdi for dette området for perioden 1993–2014 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Solhomfjell var det i 2015 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 22 av de 50 fuglekassene. Alle disse ble ferdiglagt i tidsrommet 21. mai – 3. juni (median eggleggingsdato 28,5. mai). Kullstørrelse var i gjennomsnitt 6,18 egg. Fire av reirene ble forlatt eller ødelagt i rugeperioden og ett ble ødelagt i ungeperioden. For de 18 reirene med vellykket klekking ble 95 % av eggene klekt, og for de 17 reirene med vellykket produksjon nådde 96 % av ungene en alder på >10 dager (**tabell 11.8**). Det var fullført egglegging av kjøttmeis i perioden 12–24. mai i 6 av kassene. Bare to av disse reirene produserte flyvedyktige unger, til sammen 13 stykker.

11.3 Diskusjon

For de fem TOV-områdene som ligger i fjellet, er det som hovedmønster registrert en nedgang i observasjoner av spurvefugl i perioden fra ca. 2005, etter at det var en økning i observasjonsantallet i forutgående 10-årsperiode. Det ble for disse områdene i 2015 registrert bestander på noenlunde tilsvarende nivå som i 2014. For de to sørligste og mer lavereliggende områdene var det en tydelig nedgang i observasjoner i 2015 sammenlignet med 2014 (**figur 11.1**). Våren 2015 var kald og for flere av områdene kan forholdene for ungeproduksjon ha vært dårlige. Dette er noe som kan gi negativt utslag for hekkebestandene i 2016.

Ser man på hele perioden denne overvåkingen har pågått, var antall observasjoner for de stasjonære spurvefuglartene i 2015 litt over medianverdi for perioden 1993/94–2013 for Åmotsdalen og omtrent som median for Lund. For de øvrige områdene lå antall observasjoner for slike arter under sine medianer, med Møsvatn ca. 10 %, Solhomfjell og Dividalen ca. 20 %, og Gutulia og Børgefjell vel 30 % under medianverdien. Den registrerte nedgangen for de mer 'stasjonære' spurvefuglartene viser altså ingen særegne avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene.

Tabell 11.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2015. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Tallene i parentes gir henholdsvis antall kull, egg eller unger som var med i utvalget.

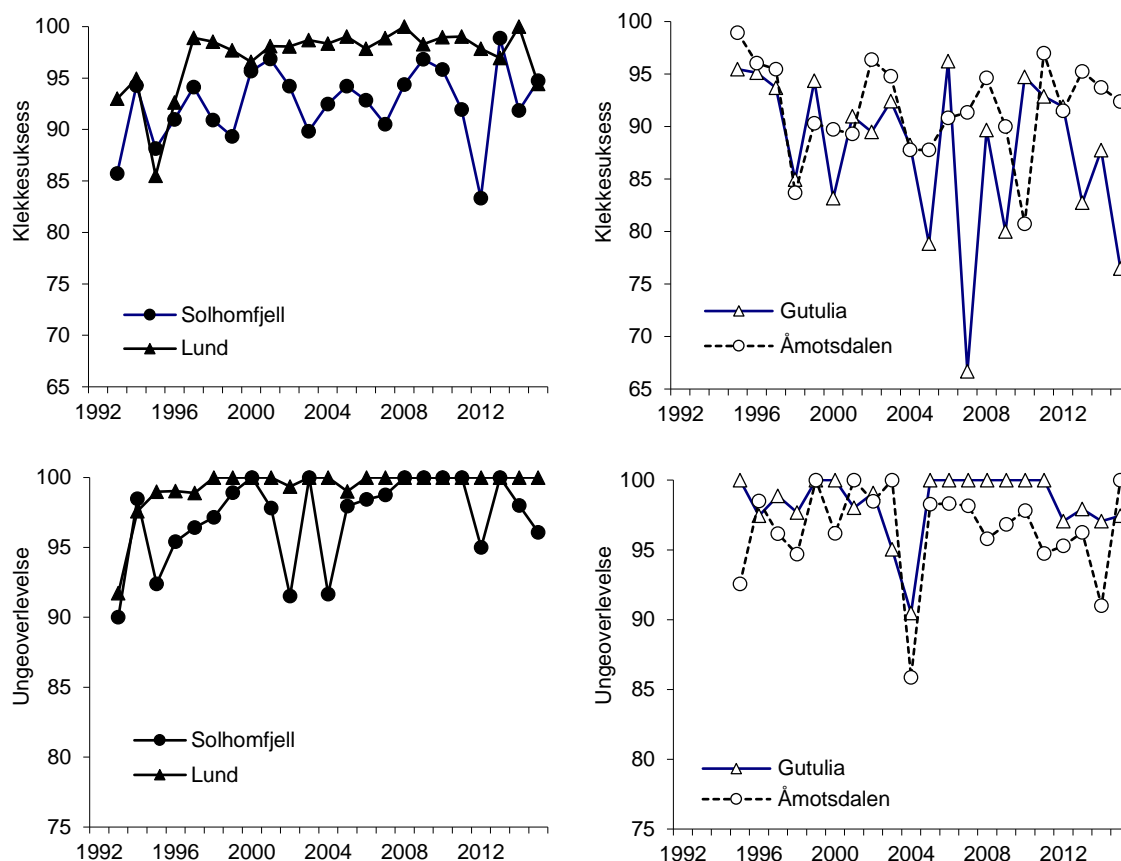
Art	Kullstørrelse			Klekkesuksess		Ungeoverlevelse	
	gj.snitt	sd	n	%	n	%	n
Åmotsdalen	5,90	0,72	(20)	92	(105)	100	(97)
Gutulia	5,70	1,06	(10)	76	(51)	97	(39)
Lund	6,12	0,49	(17)	94	(72)	100	(50)
Solhomfjell	6,18	0,80	(22)	95	(114)	96	(102)

For artene med mer invasjonsartet opptreden (bjørkefink, gråsisik og grønnsisik) ble det i 2015 registrert relativt lave bestander i alle områdene. Det var en tydelig nedgang for bjørkefink i Dividalen etter flere år (2012–2014) med mye bjørkefink (og mye målerlarver) i dette området. For de øvrige områdene var det middels til lave bestander. Som for de øvrige spurvefuglartene er det for denne gruppen av arter også gjort betydelig færre registreringer i TOV-fjellområdene, med unntak av Dividalen, i siste 10-års periode sammenlignet med perioden 1992–2005.

Vi ser ingen klar enkeltårsak til nedgangen vi har registrert for spurvefugl i en del av TOV-områdene i perioden 2006–2015. Det ser ut til å være en generell trend med nedgang i fuglebestander i fjell og fjellnære områder i Skandinavia i denne perioden (Lehikoinen et al. 2014a), og når det gjelder endringer for de mer fjellnære TOV-områdene kan klimatiske forhold være en av årsakene til generelt sett noe lavere antall observasjoner i siste ca. 10-årsperiode. Det kan ha vært ugunstige værforhold i reproduksjonsperioden for spurvefugl i mange av våre fjellområder på grunn av store temperaturvariasjoner og perioder med kaldt vær i flere år i perioden 2005 til 2015. Dette kan ha medført at økningen vi registrerte for spurvefugl i våre fjellområder fra begynnelsen på 1990-tallet og fram til ca. 2005, har snudd til tilbakegang.

Ungeproduksjonen for svarthvit fluesnapper fulgte i 2015 i stor grad samme mønster som det vi har sett fra slutten av 1990-tallet, men for Lund hadde vi i 2015 stor predasjon av reir, trolig forårsaket av mår. For Åmotsdalen var ungeproduksjonsindeksen for 2015 litt over medianverdi for perioden 1992–2014, for Solhomfjell omtrent som medianverdi, litt under medianverdi for Lund og oh klart under medianen for Gutulia. For Gutulia og Lund var antall kasser med fluesnapperreir som median for perioden 1992–2014, mens det var noe flere kasser i bruk av arten i Solhomfjell og noe færre kasser i bruk i Åmotsdalen i 2015 enn median antall for overvåkingsperioden.

For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal resultere i redusert reproduksjon og lavere bestandsstørrelser i de sørligste områdene. For reproduksjon forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i flere uklekkede egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. For de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensinger fant vi i perioden 1991–96 vellykket klekking for 95% eller mer av de lagte eggene (**figur 11.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere ($\leq 95\%$). For årene 1997–2015 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67–97 %), svært høy klekkesuksess i Lund (for de fleste år 95–100 %) og også jevnt over høy klekkesuksess i Solhomfjell (for de fleste år 90–97 %). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 90\%$) for alle år og områder, uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 11.2**). Slik situasjonen har vært i perioden 1997–2015, er det ikke registrert tegn til lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.



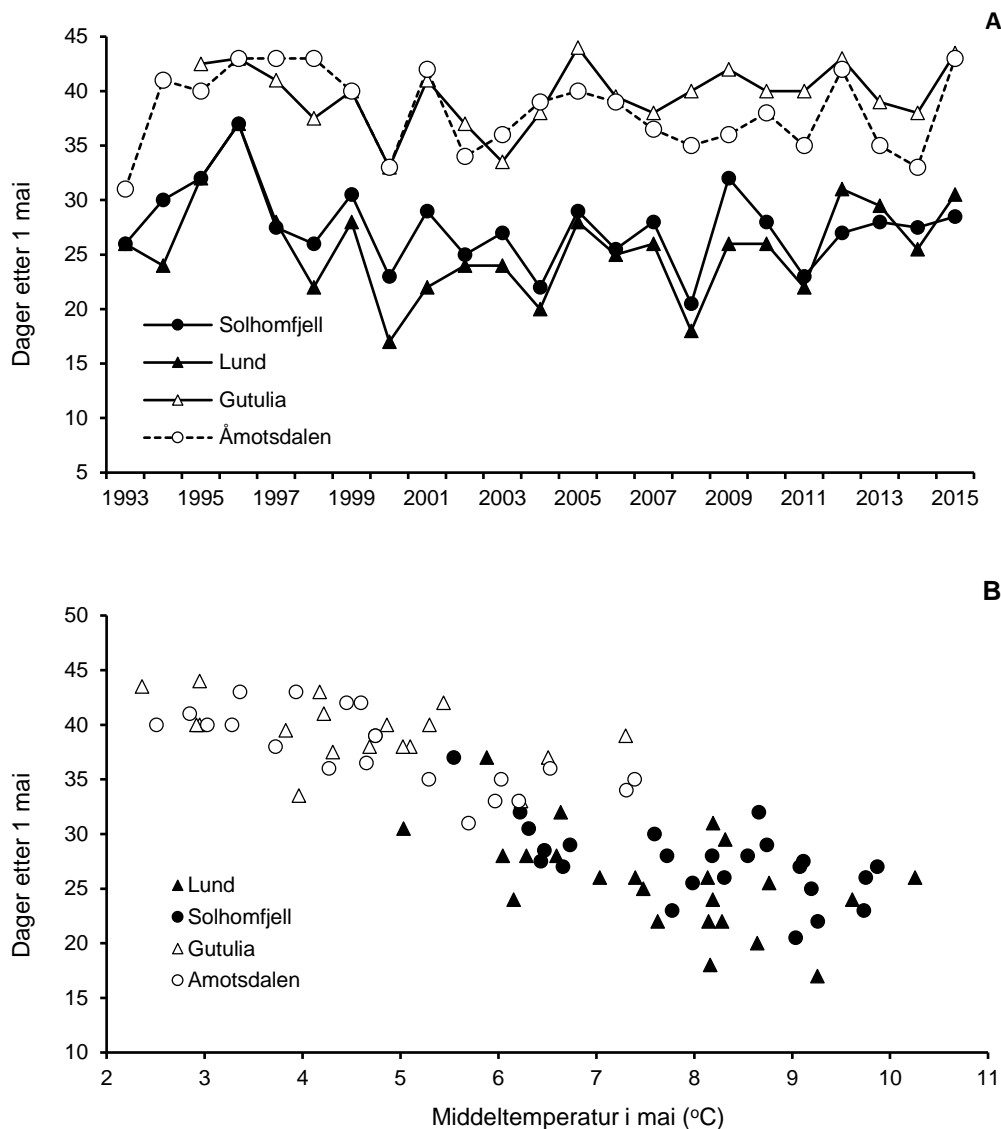
Figur 11.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene, 1991–2015. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager for reir som ikke ble ødelagt/forlatt.

Fugl og klimapåvirkning

Effekter av klimavariasjoner på norsk natur er et aktuelt tema i forbindelse med TOV som en viktig komponent i Nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold (jf Framstad & Kålås 2001, Framstad et al. 2003). To aktuelle parametere i forbindelse med klimavariasjoner er start av hekking for fugl (f.eks. egglegging) og endringer i fuglebestander i våre fjellområder.

Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992(96)–2015. I 2015 var det relativt sen egglegging for svarthvit fluesnapper i alle de fire TOV-områdene der ungeproduksjon for svarthvit fluesnapper overvåkes (**figur 11.3A**).

Det er en klar forskjell for eggleggingstidspunkt mellom områdene, og det er for de fleste områdene en relativt klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai (**figur 11.3B**). For de 4 enkeltområdene har vi følgende sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og maitemperatur: Solhomfjell, $r = -0,64$, $p = 0,001$; Lund, $r = -0,55$, $p = 0,007$; Åmotsdalen, $r = -0,79$, $p < 0,001$; Gutulia, $r = -0,53$, $p = 0,017$. Vi finner imidlertid ingen klare endringer i eggleggingstidspunkt for perioden 1993–2015 (Solhomfjell: $r = -0,25$, $p = 0,25$; Lund: $r = -0,02$, $p = 0,94$; Åmotsdalen: $r = -0,18$, $p = 0,41$; Gutulia (1996–2015): $r = 0,23$, $p = 0,34$). Det er for øvrig god innbyrdes sammenheng mellom eggleggingstidspunkt for alle områdene, men denne sammenhengen er mest tydelig mellom de to sørlige områdene Lund og Solhomfjell ($r = 0,80$, $p < 0,001$), og mellom de to nordlige områdene Åmotsdalen og Gutulia ($r = 0,60$, $p = 0,01$). Dette indikerer at det i stor grad er felles overordnede klimaregimer som styrer tidspunkt for egglegging for alle disse fire områdene.



Figur 11.3 A) Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca 14 dagersperioden av eggleggingssesongen) for svarthit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992–2015. **B)** Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur for mai (basert på interpolerte data for nærmeste km² fra Meteorologisk institutt, jf kap. 2).

Det er vanskelig å forutsi effekter av de klimavariasjoner som vi nå erfarer på bestandsutvikling for fugl. I våre fjellområder kan vi forvente hele spekteret av vær-situasjoner i hekketida for fugl. Ytterpunkt her er tidlig vår og stabilt godt vær, via tidlig vår med ustabile og kalde værforhold, til sen vår. Her vil de minst gunstige værforholdene for de fleste av våre fuglearter være ustabile værforhold med kuldeperioder over flere dager i perioden etter at hekketidsforsøk er påbegynt. Med den klimautviklingen vi nå ser, forventer vi en kombinasjon av tidligere vår og mer ustabile temperaturforhold i hekkeperioden og dermed større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Det gjenstår å se hva dette vil resultere i når det gjelder gjennomsnittlig produksjonsresultat for en årrekke.

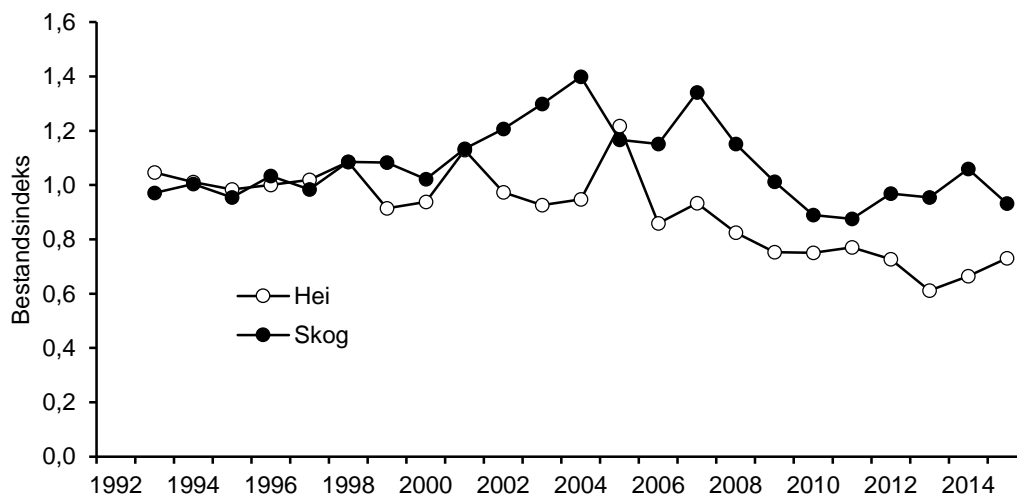
Fugletakseringene i de fem nordligste TOV-områdene ligger alle i områder langs skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa ± 200 m oh), og ved etableringen av punktene (1991–94) ble ca 60 % klassifisert som liggende under skoggrensa (særlig subalpin bjørkeskog), og ca 40 % over

skoggrensa (særlig i lav- og mellomalpine naturtyper). Dette er områder der vi kan forvente klimaeffekter ved tidligere vår, fortetting av skogen og på sikt en heving av skoggrensa (Dalen 2004). Dette vil medføre endringer i områdenes egnethet for hekkefugl, og det kan på sikt forventes mer gunstige habitatforhold for skogsartene. Mer variable værforhold med større muligheter for perioder med lave temperaturer i hekkeperioden kan imidlertid føre til dårligere reproduksjonsresultat og bestandsnedgang.

Her presenteres en bestandsindeks som er basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunktene i de fem TOV-områdene som representerer våre klassiske fjellområder: SØ del av Hardangervidda, NV del av Dovrefjell, S del av Femundsmarka, S del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen. For artene som er mest knyttet til fjellskogshabitater, indikerer denne indeksen en økning i bestanden i perioden 1993–2004, men med en nedgang etter det (2005–2015). Vi er nå nede på de bestandstallene vi hadde på begynnelsen av 1990-tallet (**figur 11.4**). For arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder, var det en mer stabil bestandsutvikling fram til 2005, men også for disse artene er det registrert nedgang etter det. For hele tidsperioden 1993–2015 finner vi for fjellskogs-artene ingen signifikant endring ($r = -0,08$, $p = 0,72$, $n = 23$), mens det er en signifikant nedgang for hei-artene ($r = -0,78$, $p < 0,001$, $n = 23$) (**figur 11.4**). Figuren indikerer for øvrig en stabilisering i bestanden igjen de siste årene.

Skogsarter er her definert som alle spurvefuglarter som har sin vanligste forekomst i skog (ekskludert finker og korsnebb som har en mer nomadisk opptreden), samt hakkespetter. Dette inkluderer 42 fuglearter fordelt på 37 spurvefuglarter og 5 hakkespettarter. For åpne områder inkluderes spurvefuglartene som foretrekker slike naturtyper, samt vadefugler, og i TOV data-settet omfatter dette 20 arter, fordelt på 10 spurvefuglarter og 10 vadefuglarter. Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter for hvert område, og det er geometrisk gjennomsnitt for de fem inkluderte områdene som er presentert her (for hvert område er indeks 100 definert som gjennomsnittlig antall observasjoner for årene 1994–96).

Se for øvrig kommentarer angående bestandsendringer for fugl i TOV-områdene lenger oppe i dette avsnittet, og dokumentert nedgang for flere av de mer vanlig forekommende hekkefuglartene i Skandinavias fjellområder (Lehikoinen et al. 2014a).



Figur 11.4 Bestandsindekser for fugl i fjellskogen og for fugl som i hovedsak finnes på hei og i åpne områder i fjellet. Basert på data fra 1000 faste tellepunkt i de 5 TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskogen: spurvefugler som prefererer skog, og spetter; hei og åpne områder: spurvefugl som prefererer åpent naturtyper i fjellet, og vadefugl), og er medianverdi av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten.

12 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl

John Atle Kålås, Magne Husby og Roald Vang

Som del av et nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold i Norge er det aktuelt å kvantifisere forekomster av utvalgte organismegrupper i et nettverk av lokaliteter som er fordelt over hele Norge (Framstad & Kålås 2001). Hovedårsaken til at et systematisk utlagt nettverk av tellelokaliteter er etablert, er behovet for å få representative mål for endringer som foregår i norsk natur. Med dette som bakgrunn ble det i 2001 gjennomført et prøveprosjekt i samarbeid mellom Norsk Ornitologisk Forening (NOF), Høgskolen i Nord-Trøndelag (HiNT) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) med mål å vurdere muligheter og nytte av etableringen av fugletakseringer i et slikt ekstensivt nasjonalt nettverk av områder. Dette prosjektet konkluderte med at et slikt nettverk bestående av ca 500 takseringsruter ville fange opp nasjonale bestandsendringer på en representativ måte for en hel rekke av våre mer vanlig forekommende terrestriske hekkefuglarter (Kålås & Husby 2002).

Takseringsnettverket ble etablert i perioden 2005–2010, og her rapporterer vi resultatene fra arbeidet som ble utført i 2015. Dette inkluderer i hovedsak rutinemessige opptellinger på etablerte telleruter, men omfatter også endelig etablering for en del ruter som tidligere ikke er besøkte i fylkene fra Nordland og nordover. Datainnsamlingen ble organisert og utført av NOF, med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Vi gjør her også en sammenstilling av data som er relevante som indikatorer på bærekraftig utvikling i Norge. Dette omfatter de tre naturtypene jordbrukslandskap, skog og fjell. For alle naturtypene benyttes data fra 'TOV-E hekkefugl' for perioden 2006–2015, mens for jordbrukslandskapet og skogen benyttes også data fra to andre relevante datakilder: Norsk ornitologisk forenings hekkefugltaksering (HFT) og TOVs intensivovervåking i TOV-områdene (TOV-I) (se Kålås et al. 2014a).

I tillegg til rapporteringen som gis her, er enkeltartsindekser for perioden 2006–2015 gjort tilgjengelig via internett (<http://tov-e.nina.no/Hekkefugl>). Resultater fram til og med 2013 er også rapportert i NOF-Rapport 4-2015 (Kålås et al. 2014a), og informasjon om prosjektet, særlig rettet mot feltpersonell, er gitt i NOFs tidsskrift, Vår Fuglefauna (Kålås et al. 2014b, Moksnes 2014, Kålås et al. 2016). Data fra TOV-E er dessuten brukt i et nordisk samarbeid for å undersøke bestandsvariasjoner for fugl i nordiske fjellområder (Lehikoinen et al. 2014a, Lehikoinen et al. 2014b) og vadefugler i Fennoskandia (Lindstrøm et al. 2015). Data fra TOV-E er også sammen med HFT-data brukt for å undersøke bestandstrender hos jordbrukslandskapets fuglearter i Trøndelag (Husby et al. 2014a), for å belyse effekter av klimaendring på fugl i Trøndelag (Husby et al. 2014b) og også i en sammenligning av klimaeffekter på fugl i Europa og USA (Stephens et al. 2016).

Vi rapporterer også data fra de tre datasettene til Miljøstatus.no (jordbrukslandskap, skog og fjell, se <http://www.miljostatus.no/nasjonale-mal/naturmangfold/mal-1.1/bestandsstatus-for-hekkande-fugl-i-skog-fjell-og-kulturlandskap/>), til Norsk naturindeks (Framstad 2015, og se <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Arter-og-naturtyper/Naturindeks-for-Norge/>) og til den felles europeiske databasen for hekkefuglovervåking (EBCC, <http://www.ebcc.info/pecbm.html>). EBCC-dataene inngår som del av EUs bærekraftindeks for biologisk mangfold (Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators, se http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/eu2010_indicators/index_en.htm).

12.1 Metoder

Takseringsrutene for ekstensiv overvåking av fugl er lagt ut i et 18x18 km rutesystem i kartprosjeksjonen UTM33/WGS84. Dette gir totalt litt over 1000 treff i Norge. Det er etablert takseringsruter for fugl i et tilfeldig utvalg av halvparten av disse. Det tilfeldige utvalget er gjort regionvis innenfor de seks regionene: Øst-Norge, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge, Nordland og Troms, samt Finnmark.

Som hovedregel for utlegging av takseringsrutene blir 20 tellepunkt plassert med 300 m avstand langs sidene i et kvadrat med sidelengde 1,5 km. Startpunktet for dette kvadratet er lagt ut slik at det passer sammen med flest mulige av Statistisk Sentralbyrå (SSB) og NIBIO (tidligere Norsk institutt for skog og landskap) sine punkt for kartlegging av areal og arealbruk (Arealregnskap, se Rekdal & Strand 2005, Strand & Rekdal 2006, Hofsten et al. 2009, 2010, Bjørklund et al. 2012). Dette medfører at startpunktene i våre 1,5 x 1,5 km kvadrat blir liggende 600 m vest og 150 m sør for selve 18 x 18 km punktene. Med et slikt utvalg vil fugletakseringspunktene for hver takseringsrute sammenfalle med 6 av SSB/NIBIO sine 10 arealregnskapspunkt.

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) er vurdert basert på tilgjengelighet til tellepunkt, og antall takserbare tellepunkt for en rute må være ≥ 12 for at den skal inkluderes. Punkt som ikke kan takseres, vil være punkt som ligger i sjø/vann eller som ikke er tilgjengelige på grunn av topografiske/landskapsmessige forhold. Dersom opprinnelig angitt tellepunkt ikke er tilgjengelig kan tellepunktet legges inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmeste tellepunkt. Når en må bruke en avvikende posisjon for tellepunkt, anvendes dette punktet ved alle senere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest- og høyestliggende tellepunkt) eller der mer enn 8 av tellepunktene havner i sjø eller vann, blir selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall mulige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt, blir ruta rotert ytterligere 90° , osv. Totalt er det foretatt slik rotasjon for 44 av rutene. Selv etter en slik rotasjonsrunde er det en del telleruter som ikke kan gjennomføres. For disse brukes det en mer subjektiv utlegging av tellepunkt der disse legges langs framkommelige traséer i, så langt som mulig, tilsvarende naturtyper som opprinnelig utlagte tellepunkt (gjelder for 73 ruter). Disse linjene går så nære inntil originalruta som mulig (minimum ett tellepunkt i reetablert rute $< 2,5$ km fra originalutlagt tellepunkt), og det legges opp til at disse linjene i så stor grad som mulig også skal omfatte ett eller flere opprinnelige tellepunkt. Etter slik justering er det fortsatt noen ruter (22 stk.) som ikke er tilgjengelige, og disse utelates permanent fra TOV-E. Seks av disse ligger i sjø eller vatn, 3 på isbreer og de øvrige i svært utilgjengelig terreng/områder.

Tellingene av fugl utføres i hovedsak i perioden 23. mai – 8. juli, og hver rute har tildelt en fast 14-dagersperiode som tellingene skal utføres i. Metode for gjennomføring av disse takseringene er kort beskrevet: En opptelling av fugl etter gitte retningslinjer i nøyaktig 5 minutter på hvert tellepunkt, og skilt mellom observasjoner nærmere/lenger borte enn 50 m (se Kålås & Husby 2002, samt egne instruksjoner til feltpersonell gjort tilgjengelig for feltpersonell på nettstedet <http://tov-e.nina.no/Fugl/>). I tillegg blir det registrert observasjoner av et utvalg av mindre tallrike arter ved forflytning mellom tellepunktene. Det brukes GPS for å finne fram til tellepunktene.

Norsk ornitologisk forening (NOF) har ansvaret for å skaffe til veie vel kvalifisert feltpersonell og organisere arbeidet i felt. Lokale regionkoordinatorer er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører. For 2015 var dette henholdsvis Knut Eie for Øst-Norge og Sørlandet, Nils Chr. Bjørge for Vestlandet, Torstein Myhre for Midt-Norge, Martin Eggen for Nordland og Troms, og Magne Husby for Finnmark. For oversikt over de 186 personene som fikk tildelt ruter for taksering av fugl i 2015, viser vi til **vedlegg 12.1**.

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Arbeidet med å etablere et internettbasert system for formidling av informasjon om de forskjellige takseringsrutene til feltpersonell og der resultater fra datainnsamlingen rapporteres og formidles,

ble videreutviklet i 2015, se <http://tov-e.nina.no/Hekkefugl>. Systemet består nå av fem hoveddeler:

- Formidling av takseringsresultater for enkeltarter.
- Formidling av informasjon til feltpersonell (metodemanual, kart, koordinatinformasjon, koordinatfiler for opplasting i egen GPS, rutespesifikke standardprosedyrer for gjennomføring av tellinger, osv).
- Innrapportering av resultater fra tellingene (observasjonsforhold, punkttaksering, linjetaksering, rute- og punktbeskrivelser, samt habitatbeskrivelser for tellepunktene).
- Kvalitetssikring og godkjenning av takseringsresultater (utføres i hovedsak av regionkontakten).
- Uttrekk av data fra databasen.

Feltaktivitet 2015

Av de 492 takseringsrutene som nå inngår i TOV-E ligger 95 ruter i region Øst-Norge, 75 i region Sørlandet, 67 i region Vestlandet, 89 ruter i region Midt-Norge, 92 i region Nordland og Troms og 74 i region Finnmark (for fylkesvis fordeling se **tabell 12.1**). For feltsesongen 2015 var de aller fleste av disse 492 rutene klargjort for taksering.

For de to nordligste fylkene, og da særlig Finnmark, ser vi at mange ruter ligger svært langt fra vei (> 6 t gange) og gjerne også er vanskelige å komme seg inn til pga. flomstore elver som må krysses. En god del av disse rutene er relativt greie å gjennomføre om en bare kommer fram til selve telleruta. I 2015 ble det brukt helikopter for å få feltpersonell inn til 21 av de ca 45 tellerutene som er mest utilgjengelige i Troms og Finnmark. Disse 45 rutene, som vanskelig kan gjennomføres uten bruk av helikopter, er planlagt taksert over en 3-årsperiode med ca 15 ruter pr år. Det totale antall ruter som skal takseres hvert år er dermed like over 460.

På grunn av sen snøsmelting og særlig kaldt vær på forsommeren 2015 ble takseringsperioden i 2015 utvidet med 5 dager for fjellrutene.

Bestandsindekser 1996–2015

Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl i jordbrukslandskapet og skog for perioden 1996–2015, som presenteres her, er satt sammen av data fra tre forskjellige datasett. I tillegg til data fra den ekstensive overvåkingen av hekkefugl rapportert her (60–345 telleruter for perioden 2006–2015), inkluderes data fra Norsk ornitologisk forening sin hekkefugltaksering (HFT, 40–85 telleruter, 80 % i Sør-Norge, 1996–2008) (Husby & Stueflotten 2009) slått sammen med data fra fugletakseringene i TOVs intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter i TOV-områdene, 1996–2008). Tidsserien for bestandsendringer for fjellfugl dekker perioden 2007–2015 og er utelukkende basert på data fra TOV-E. Det er relativt nylig utført et arbeid for vurdering av enkeltarters egnethet for slike indekser (Husby & Kålås 2011).

Artsspesifikke bestandsindekser og statistiske tester for endringer i disse bestandsindeksene er beregnet ved bruk av statistikkprogrammet TRIM. Dette er det samme som brukes for den Pan-europeiske hekkefuglovervåkingen som rapporterer til EU, se Gregory et al. (2005) og <http://www.ebcc.info/methods2015.html>. For å slå sammen datasettet fra HFT+TOV-I med TOV-E og teste for bestandsendringer for hele tidsperioden 1996–2015 er det også benyttet samme metodikk som brukes av Pan European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS) for deres rapportering til EU av kombinerte tidsserier fra forskjellige europeiske land, se Gregory et al. (2005) og <http://www.ebcc.info/methods2015.html>. Ved tidsserieanalysene er år 1996 gitt indeksverdi 1,00 for skog og jordbrukslandskap, og år 2008 er gitt indeksverdi 1,00 for fjellet. I tidsserieanalysene er modellen 'time effects' brukt, og 'seriekorrelasjon' og 'overdispersjon' er inkludert.

Indeksene for jordbrukslandskapet, skog og fjell som presenteres her, er årlige geometriske middelverdier (Gregory & van Strien 2011) av artsindekser for de artene som er inkludert i hver naturtype (se detaljer om artsutvalg under). Dette er samme metode som brukes for den Pan-europeiske hekkefuglovervåkingen som rapporterer til EU (<http://www.ebcc.info/pecbm.html>).

Bestandsindeksen for jordbrukslandskapet inkluderer 8 fuglearter som i stor grad er knyttet til naturtyper vi finner på jordbruksarealer og i kulturlandskapet i hekkeperioden. Dette er artene vipe, storspove, sanglerke, låvesvale, linerle, stær, buskskvett og gulspurv.

Bestandsindeksen for skog inkluderer 24 fuglearter som i stor grad er knyttet til skogen i hekkeperioden. Dette er artene flaggspett, svartspett, trepiplerke, nøtteskrike, rødstjert, trekryper, jernspurv, fuglekonge, rødstrupe, måltrost, duetrost, svarttost, rødvingetrost, gulsanger, gransanger, løvsanger, hagesanger, munk, gråfluesnapper, svartmeis, toppmeis, granmeis, bokfink og dompap.

Bestandsindeksen for fjell inkluderer 8 fuglearter som i stor grad er knyttet til våre fjellområder i hekkeperioden. Dette er artene heilo, lirype, fjellrype, heipiplerke, blåstrupe, ringtost, steinskvett og lappspurv.

12.2 Resultater

Praktisk gjennomføring 2015

Før feltsesongen ble det skaffet personell til å utføre takseringene for ca 95 % av de aktuelle takseringsrutene. Totalt omfattet dette 186 personer (se **vedlegg 12.1**). Av disse rapporterte 148 taksører resultater til TOV-E databasen. Det er ulike årsaker til at takseringene ikke ble gjennomført for ca 100 av de aktuelle takseringsrutene. Vi har mottatt tilbakemelding om årsak til manglende taksering for ca. 65% av disse rutene. For disse angis uegnede værforhold de dagene som var aktuelle for taksering som årsak for ca halvparten av rutene, og sykdom eller skade som årsak for ca 1/4 av rutene. For de øvrige varierer årsak, men i hovedsak er manglende taksering for disse forårsaket av at taksering ikke har blitt eller kunne prioriteres i forhold til annen aktivitet.

Til sammen er det pr 1. april 2016 rapportert takseringsresultater for 357 (75 %) av de 475 rutene som var planlagt taksert i 2015. Dette inkluderer 75 (79 %) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 50 (67 %) av rutene for Sørlandet, 39 (58 %) av rutene på Vestlandet, 76 (85 %) av rutene i Midt-Norge og 36 (62 %) av rutene i Nordland. For Troms og Finnmark som har helikopterruter ble henholdsvis 25 (89 %) og 56 (93 %) av rutene som var inkludert for 2015 taksert. Dette utgjør ca 75 % av samlet antall telleruter for disse to fylkene (**tabell 12.1**). Det som særpreget takseringene for 2015 når det gjelder andel ruter taksert var de vanskelige vær og snøforholdene som preget forsommeren 2015. Det var mye snø og vanskelig eller umulig tilgang til høyereliggende ruter i aktuell takseringsperiode, særlig for regionen Vestlandet samt for Nordland fylke, men også for en del av de øvrige fjellområdene i Sør-Norge.

Av de 357 rutene som det er rapportert tellinger av fugl for i 2015, er 345 (97 %) godkjent for bruk til beregninger av bestandsindekser (**figur 12.1**). Dette viser at lokale taksører i svært stor grad følger de prosedyrer som er angitt for de respektive takseringsrutene. Manglende godkjenning skyldes at takseringsrutene ikke er taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, eller at det ikke er utført opptellinger for alle aktuelle tellepunkter (f.eks. pga. mye snø).

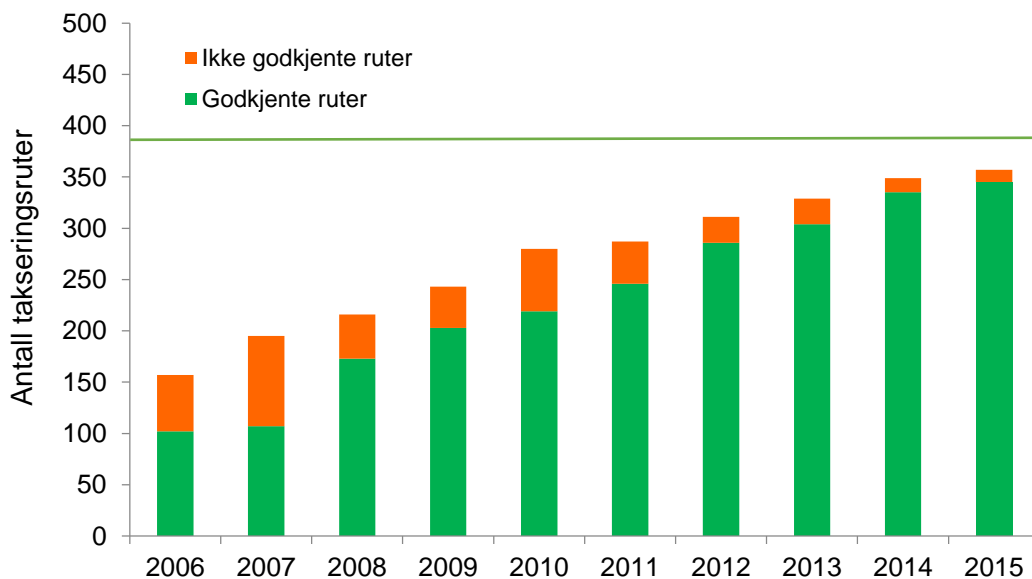
Observasjoner av fugl i 2015

Resultatene fra 2015 viser at det for de 345 godkjente tellerutene ble registrert vel 42 000 par av 192 fuglearter (**tabell 12.2** med summerte tall for punkt og linjetakseringer). Av disse observasjonene ble 1405 par (94 arter) registrert ved linjetakseringen som utføres ved forflytning mellom tellepunktene og som inkluderer mer fåtallige arter (alle ikke-spurvefuglarter unntatt måker, gjøk og ringdue, samt ni utvalgte spurvefuglarter).

Ikke uventet rapporteres det inn flest observasjoner for løvsanger. Denne arten utgjorde i 2015 ca 16 % av alle observerte par og arten ble observert i 89 % av tellerutene. Videre følger artene rødvingetrost, heipiplerke, gjøk, måltrost og bokfink for antall telleruter, mens heipiplerke og bokfink følger nærmest for antall observerte par (**tabell 12.2**).

Tabell 12.1 Fylkesvis oversikt over totalt antall tilfeldig uttrukne ruter, antall utilgjengelige ruter, antall ruter med justert utlegging for å muliggjøre takseringer, totalt antall ferdig etablerte takseringsruter pr april 2016, og antall ruter taksert i 2015.

Fylke	Tilfeldig uttrukne	Ikke tilgjengelige (utgår)	Justert utlegging	Totalt ant. ferdig etablert pr april 2016	Taksert i 2015
Østfold	7	0	0	7	6
Akershus	6	1	0	5	4
Oslo	1	0	0	1	1
Hedmark	46	1	0	45	34
Oppland	37	0	3	35	30
Buskerud	20	0	4	18	15
Vestfold	3	0	0	3	3
Telemark	25	1	2	23	19
Aust-Agder	17	1	2	15	6
Vest-Agder	12	0	3	8	7
Rogaland	16	1	2	14	8
Hordaland	26	0	6	26	16
Sogn og Fjordane	28	2	5	26	15
Møre og Romsdal	22	0	4	21	18
Sør-Trøndelag	31	0	0	31	27
Nord-Trøndelag	36	0	1	36	31
Nordland	67	9	23	54	36
Troms	36	2	13	31	25
Finnmark	79	5	5	73	56
Sum	515	23	73	472	357



Figur 12.1 Antall TOV-E ruter taksert i perioden 2005–2015 fordelt på de som er godkjente for bruk ved trendanalyser og de som ikke kan godkjennes for slik bruk. Målsetting er å få årlig godkjente data for ca. 375 telleruter. At tellinger ikke kan godkjennes skyldes hovedsakelig at gjennomføring av takseringen ikke har fulgt angitte prosedyrer (ikke taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, ikke akseptable værforhold, ikke utført tellinger for alle tellepunktene, eller at linjetaksering ikke er utført).

Tabell 12.2 Oversikt over antall individ observert for alle arter fra de 345 rutene der vi har mottatt resultater for takseringene som ble utført våren/forsommeren 2015. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt antall individ summert for punkttagseringene og linjetakseringene. Arterene er sortert etter totalt antall ruter med observasjoner.

Art	n ruter	% av rutene	n ind.	% av alle ind.	Art	n ruter	% av rutene	n ind.	% av alle ind.
Løvsanger	307	89,0	6655	15,8	Svartspett	31	9,0	51	0,1
Rødvingetrost	232	67,2	1729	4,1	Tårnfalk	31	9,0	32	0,1
Heipiplerke	224	64,9	3218	7,6	Gråmåke	30	8,7	372	0,9
Gjøk	202	58,6	559	1,3	Buskskvett	30	8,7	47	0,1
Måltrost	193	55,9	1177	2,8	Kvinand	29	8,4	137	0,3
Bokfink	184	53,3	2295	5,4	Smålom	29	8,4	60	0,1
Gråtrost	184	53,3	1122	2,7	Tornsanger	28	8,1	93	0,2
Grønnsisik	181	52,5	1470	3,5	Tjeld	28	8,1	90	0,2
Gråsisik	179	51,9	1417	3,4	Skogsnipe	28	8,1	44	0,1
Trepiplerke	168	48,7	1012	2,4	Bergirisk	26	7,5	118	0,3
Rødstrupe	165	47,8	975	2,3	Sandlo	26	7,5	50	0,1
Kjøttmeis	164	47,5	587	1,4	Spettmeis	26	7,5	41	0,1
Kråke	162	47,0	522	1,2	Gulsanger	26	7,5	40	0,1
Jernspurv	160	46,4	409	1,0	Toppand	25	7,2	144	0,3
Bjørkefink	159	46,1	1792	4,3	Storlom	25	7,2	33	0,1
Heilo	159	46,1	1296	3,1	Siland	23	6,7	127	0,3
Steinskvett	155	44,9	684	1,6	Storspove	23	6,7	54	0,1
Rødstjert	138	40,0	634	1,5	Myrsnipe	22	6,4	104	0,2
Svarttrost	135	39,1	841	2,0	Sangsvane	22	6,4	59	0,1
Gjerdsmett	125	36,2	514	1,2	Gråspurv	21	6,1	104	0,2
Rødstilk	117	33,9	248	0,6	Rugde	21	6,1	26	0,1
Gransanger	111	32,2	612	1,5	Taksvale	20	5,8	141	0,3
Lirype	108	31,3	251	0,6	Svartbak	20	5,8	136	0,3
Ringtrost	107	31,0	286	0,7	Tårnseiler	20	5,8	99	0,2
Fuglekonge	103	29,9	336	0,8	Boltit	20	5,8	43	0,1
Fiskemåke	100	29,0	616	1,5	Grønnspekk	20	5,8	25	0,1
Enkeltbekkasin	99	28,7	284	0,7	Havørn	20	5,8	23	0,1
Svarthvit fluesnapper	98	28,4	211	0,5	Ubestemt art	19	5,5	67	0,2
Strandsnipe	98	28,4	143	0,3	Gråhegre	17	4,9	52	0,1
Granmeis	97	28,1	209	0,5	Lavskrike	17	4,9	31	0,1
Sivspurv	93	27,0	295	0,7	Fossekall	17	4,9	17	0,0
Blåstrupe	90	26,1	267	0,6	Grågås	15	4,3	362	0,9
Ringdue	88	25,5	356	0,8	Tyvjo	15	4,3	44	0,1
Ravn	88	25,5	146	0,3	Svømmesnipe	15	4,3	40	0,1
Linerle	81	23,5	154	0,4	Dvergalk	15	4,3	18	0,0
Munk	80	23,2	291	0,7	Jordugle	14	4,1	19	0,0
Fjellrype	75	21,7	166	0,4	Sanglerke	13	3,8	97	0,2
Orrfugl	68	19,7	160	0,4	Brushane	13	3,8	52	0,1
Småspove	67	19,4	218	0,5	Kongørn	13	3,8	13	0,0
Gråfluesnapper	66	19,1	130	0,3	Laksand	12	3,5	208	0,5
Blåmeis	61	17,7	137	0,3	Pilfink	12	3,5	31	0,1
Dompap	60	17,4	104	0,2	Lappiplerke	12	3,5	22	0,1
Grønnfink	57	16,5	159	0,4	Sildemåke	11	3,2	67	0,2
Flaggspekk	57	16,5	85	0,2	Kaie	11	3,2	62	0,1
Gluttsnipe	55	15,9	125	0,3	Hettemåke	11	3,2	53	0,1
Skjære	53	15,4	143	0,3	Bøksanger	11	3,2	14	0,0
Fjellvåk	48	13,9	65	0,2	Tretåspett	11	3,2	12	0,0
Grønnstilk	47	13,6	245	0,6	Ærfugl	10	2,9	92	0,2
Grankorsnebb	45	13,0	327	0,8	Furukorsnebb	10	2,9	49	0,1
Gulspurv	45	13,0	156	0,4	Havelle	10	2,9	18	0,0
Gulerle	45	13,0	148	0,4	Spurvehauk	10	2,9	10	0,0
Låvesvale	43	12,5	104	0,2	Kvartbekkasin	9	2,6	16	0,0
Trane	43	12,5	61	0,1	Musvåk	9	2,6	10	0,0
Fjelljo	42	12,2	149	0,4	Vendehals	9	2,6	10	0,0
Hagesanger	36	10,4	93	0,2	Varsler	9	2,6	9	0,0
Snøspurv	35	10,1	207	0,5	Rødnebbterne	8	2,3	37	0,1
Stær	35	10,1	167	0,4	Temmincksnipe	8	2,3	25	0,1
Storfugl	34	9,9	47	0,1	Brunnakke	8	2,3	23	0,1
Toppmeis	33	9,6	76	0,2	Fjellerke	8	2,3	21	0,0
Krikkand	33	9,6	57	0,1	Løvmeis	8	2,3	21	0,0
Nøtteskrike	33	9,6	40	0,1	Vipe	8	2,3	14	0,0
Stokkand	32	9,3	84	0,2	Nøttekråke	8	2,3	11	0,0
Duetrost	32	9,3	71	0,2	Kanadagås	7	2,0	27	0,1
Møller	32	9,3	47	0,1	Sjørre	7	2,0	25	0,1
Lappspurv	31	9,0	527	1,3	Polarsisik	7	2,0	19	0,0
Trekryper	31	9,0	56	0,1	Haukugle	7	2,0	8	0,0
Svartmeis	31	9,0	52	0,1	Lappspove	6	1,7	23	0,1

Art	n ruter	% av rutene	n ind.	% av alle ind.	Art	n ruter	% av rutene	n ind.	% av alle ind.
Sandsvale	6	1,7	14	0,0	Jerpe	2	0,6	2	0,0
Fjæreplytt	6	1,7	7	0,0	Lerkefalk	2	0,6	2	0,0
Dobbeltbekkasin	6	1,7	6	0,0	Rosenfink	2	0,6	2	0,0
Stjertmeis	5	1,4	8	0,0	Sidensvans	2	0,6	2	0,0
Svartand	5	1,4	7	0,0	Krykkje	1	0,3	17	0,0
Gråspett	5	1,4	5	0,0	Teist	1	0,3	8	0,0
Tornirisk	4	1,2	19	0,0	Lappfiskand	1	0,3	6	0,0
Steinvender	4	1,2	14	0,0	Terne sp	1	0,3	6	0,0
Skjærpiplerke	4	1,2	13	0,0	Myrsanger	1	0,3	4	0,0
Makrellterne	4	1,2	8	0,0	Toppskarv	1	0,3	3	0,0
Horndykker	4	1,2	7	0,0	Konglebit	1	0,3	2	0,0
Sotsnipe	4	1,2	5	0,0	Toppsykker	1	0,3	2	0,0
Dvergspett	4	1,2	4	0,0	Bergand	1	0,3	1	0,0
Sivsanger	3	0,9	9	0,0	Dvergsnipe	1	0,3	1	0,0
Stillits	3	0,9	9	0,0	Fasan	1	0,3	1	0,0
Korsnebb sp	3	0,9	8	0,0	Hornugle	1	0,3	1	0,0
Storskarv	3	0,9	8	0,0	Kattugle	1	0,3	1	0,0
Fiskeørn	3	0,9	4	0,0	Kjernebiter	1	0,3	1	0,0
Knoppsvane	3	0,9	4	0,0	Kortnebbgås	1	0,3	1	0,0
Vintererle	3	0,9	4	0,0	Lappmeis	1	0,3	1	0,0
Hvitryggspett	3	0,9	3	0,0	Perleugle	1	0,3	1	0,0
Hønsehauk	3	0,9	3	0,0	Rørsanger	1	0,3	1	0,0
Myrhauk	3	0,9	3	0,0	Svarthalespove	1	0,3	1	0,0
Sothøne	2	0,6	7	0,0	Sædgås	1	0,3	1	0,0
Bydue	2	0,6	6	0,0	Tornskate	1	0,3	1	0,0
Tyrkerdue	2	0,6	4	0,0	Vaktel	1	0,3	1	0,0
Gravand	2	0,6	3	0,0	Vandrefalk	1	0,3	1	0,0
Skogdue	2	0,6	3	0,0	Vepsevåk	1	0,3	1	0,0
Båndkorsnebb	2	0,6	2	0,0					
Jaktfalk	2	0,6	2	0,0					
					Sum	345		42 132	

Linjetakseringene resulterte for 2015 i flest observasjonsruter for lirype, fjellrype, strandsnipe, heilo, rødstilk og orrfugl som ble observert på over 10 % av tellerutene. Linjetakseringene gir et viktig supplement av observasjoner for en del av de litt mer sjeldne artene som observeres oftere ved forflytning i terrenget enn ved observasjoner fra utvalgte punkt.

For presentasjon av bestandsvariasjoner for enkeltarter basert på data fra TOV-E for årene 2006–2015 viser vi til nettsida <http://tov-e.nina.no/Hekkefugl> (se også tabell 2 i Kållås et al. 2014a). Kort oppsummert viser disse analysene bestandsnedgang for en rekke av våre mer vanlig forekommende fuglearter. Av de 76 artene hvor vi har nok data til å gjennomføre analyser for perioden 2006(08)–2015 indikeres det sterk bestandsnedgang for 4 arter og moderat nedgang for ca 25 arter. Her kan det bemerkes at artene med nedgang særlig har sin tilhørighet enten til jordbrukslandskapet eller til fjellet eller fjellnære områder. Bestandsvekst er registrert for bare 4 arter.

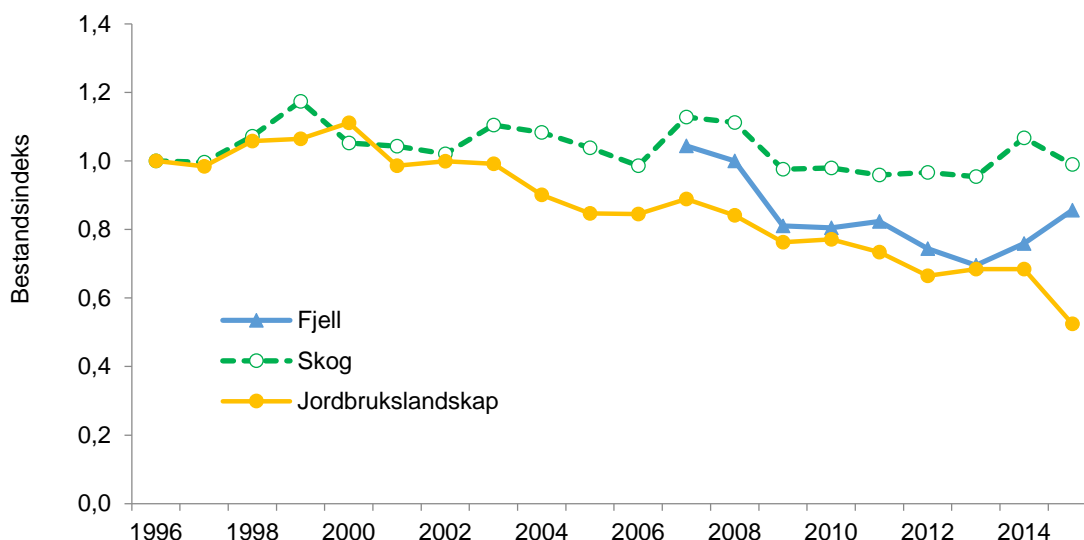
Bestandsindekser for hekkefugl i skogen og kulturlandskapet

Indeksen for skog viser ingen entydig bestandsendring for perioden 1996–2015 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,37$, $p = 0,10$, $n = 20$). Dette inkluderer både barskogsarter og løvskogsarter. Det var signifikant økning i hekkebestanden for 3 av de 24 inkluderte artene (munk, gransanger og måltrost), og signifikant nedgang for 3 av artene (trepiplerke, rødstrupe og løvsanger).

Fugleindeksen for jordbrukslandskapet viser klar bestandsnedgang for perioden 1996–2015 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,94$, $p < 0,001$, $n = 20$). Det var signifikant nedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (viipe, storspove, sanglerke og gulspurv). Bestandsutviklingen er klart forskjellig fra hva samme datasett viser for skogsartene, noe som tyder på at nedgangen er knyttet spesifikt til redusert areal og/eller redusert habitatkvalitet for de inkluderte jordbrukslandskapsartene.

Fugleindeksen for fjellet viser klar bestandsnedgang for perioden 2007–2015 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,70$, $p = 0,04$, $n = 9$). Det er her registrert nedgang i

indeksen fra 2007 til 2013, men med en stabilisering/økning de to siste årene. Det er for den aktuelle tidsperioden registrert signifikant bestandsnedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (lirype, heilo, blåstrupe og lappspurv), og ingen med økning.



Figur 12.2 Bestandsindekser for hekkebestanden av fugl i jordbrukslandskapet, skogen og fjellet. Årlige geometrisk gjennomsnitt av indeksverdier for 8 jordbrukslandskapsarter, 23 skogsarter og 8 fjellarter. Se teksten for nærmere beskrivelse av bestandsindeksene.

12.3 Diskusjon

For å kunne gi god informasjon om bestandsendringer (f.eks. 80 % sannsynlighet for å kunne dokumentere en 30 % bestandsnedgang i løpet av en 10-årsperiode med 5 % signifikansnivå, se Kålås & Husby 2002) må man ha i størrelsesorden 50 reelle telleruter, dvs ruter en art kan forventes å bli registrert på. Tellingene som er utført fram til nå, antyder at vi på nasjonalt nivå vil oppnå en slik presisjon for i størrelsesorden 60 arter. Som tidligere påpekt av Kålås & Husby (2002), viser tellingene at nettverket, slik det nå er etablert, vil få en begrenset datatilgang for noen av artene som er sterkt knyttet til jordbrukslandskapet og som også har begrenset utbredelse i Norge (eks. sanglerke). Dette er arter som nå er i tilbakegang, og om ikke nettverket blir fortettet for denne typen habitater vil vi, om denne utviklingen fortsetter, få en mindre presis informasjon om bestandsendringer for slike arter.

Blant de vanligst forekommende artene som en også vil få mest presis informasjon om bestandsendringer for, inngår ca 30 spurvefuglarter, vadefuglartene heilo, rødstilk, gluttsnipe, småspove, enkeltbekkasin og strandsnipe, samt flaggspett, ringdue, lirype, orrfugl og gjøk (observert på > 20 % av takseringsrutene). De fleste av disse er arter som har sin hovedforekomst i skogsområder fra kysten og opp til skoggrensa. Presis informasjon om bestandsendringer forventes imidlertid også for et knippe av arter som har sin hovedforekomst i fjell og fjellnære områder (ca 10 arter). For et lite utvalg av artene vil det etter hvert også kunne presenteres statistikk om bestandsendringer på mer regionalt nivå (f.eks. Sør-Norge vs. Nord-Norge).

Etablering av ruter og kvalitetssikring

Det gjenstår fortsatt noe arbeid når det gjelder fastsetting av standardprosedyrer for tellerutene i TOV-E. Med standardprosedyrer menes her tidspunkt for taksering (både dato og klokkeslett), rekkefølge punktene takseres i, om punkt er flyttet eller utelatt, etc. Før en kan fastsette slike standardprosedyrer, må takseringsruten besøkes minst én gang. Prosedyrene fastsettes så av prosjektledelsen etter informasjon og eventuelt i dialog med den som har besøkt ruta. Pr april

2016 gjenstår det slikt arbeid for 20 telleruter. Dette gjelder i hovedsak ruter som har fått justert/endret utlegging og som ikke er besøkt etter det. En slik noe mer omfattende justering for utleggingen av punkt i forhold til originaloppsett er gjort for 41 av rutene i de tre nordligste fylkene (**tabell 12.1**). For resten av Norge er dette gjort for 32 av rutene. Hoveddelen av disse justeringene ble utført før 2013-sesongen.

Etter den siste gjennomgangen som nå er gjort for de vanskeligst tilgjengelige tellerutene, ser det ut til at det vil være mulig å gjennomføre taksering for 492 (95 %) av de 515 opprinnelig uttrukne tellerutene. Av disse gjennomføres 419 (85 %) etter de regler som er gitt for når standardutlegging gir gjennomførbarhet (>12 besøkbare tellepunkt). For de resterende 73 rutene er det brukt en noe mer subjektiv utlegging av tellepunkt (se metodekapitlet). Med de tilpasninger som her er gjort, er praktisk gjennomføring noe forenklet, samtidig med at takseringsnettverket fortsatt vil gi god representativitet.

Når frivillig personell skal gjøre feltarbeidet, vil det ofte være begrensninger i hvilke dager som står til rådighet, og det er ikke gitt at disse dagene samsvarer med dager med egnede værforhold i aktuell tidsperiode. Dette vil nødvendigvis medføre at en ikke kan forvente at samtlige takseringsruter vil bli taksert hvert år. I 2015 ble det rapportert resultater fra 357 telleruter, noe som betyr en liten økning i antall takserte ruter fra 2014 (**figur 12.1**). Det var imidlertid klare regionale forskjeller fra 2014 med betydelig flere takserte ruter i nordlige deler av Norge og lavere andel takserte ruter for regionen Vestlandet. Lav andel takserte ruter for Vestlandet skyldes svært sen snøsmelting og dårlig vær i aktuell takseringsperiode. Bare 3,4 % prosent av de takserte rutene må utelates fra tidsserieanalysene fordi standard-prosedyrer ikke var fulgt.

Ved etableringen av TOV-E var målsettingen å få godkjente data fra ca 375 takseringsruter (tilsvarer ca 80 % av alle aktuelle takseringsruter). For de to nordligste fylkene sin del er det 41 takseringsruter (Troms 7 ruter og Finnmark 34 ruter) hvor det er behov for helikopter for å nå fram til takseringsruta, og målsetting er at ca 15 av disse takseres hvert år. Derfor vil andel takserte ruter for disse to fylkene kunne bli noe lavere enn for øvrige fylker i Norge. Et såpass stor antall telleruter er ønskelig både for å sikre representativ informasjon og for å få tilstrekkelig med data til å kunne levere god statistikk for bestandsendringer for et godt utvalg av arter (Kålås & Husby 2002). Vi vil imidlertid påpeke at det er krevende å få til såpass stor dekning av takseringsruter, og det kan nevnes at standardrutene i Sverige (som tilsvare TOV-E) hadde 71 % gjennomføringsgrad i 2014, og det var det tredje beste året i dette prosjektets 19-årige historie (Green & Lindström 2015). Flere av våre regioner har de siste årene hatt over 80 % takserte ruter og avvik for enkeltår pga. uegnede værforhold, som f.eks. for Vestlandet og Nordland i 2015, må forventes. Det ser imidlertid fortsatt ut til å være potensial for å få bedre dekning særlig for ruter i region Sørlandet og for Nordland fylke.

Den største utfordringen ved hekkefuglovervåkingen i TOV-E er fortsatt å finne nok velkvalifisert og godt motivert personell til å utføre takseringene. Det er arbeidet kontinuerlig siden prosjektet startet med å øke gjennomføringsgraden. Tiltak som er gjennomført er utskifting av feltpersonell som ikke har taksert eller ikke levert resultater etter taksering, resultatbasert lønn til regionlederne og utskifting av regionledere. Publisering og tilbakemelding av resultater til feltpersonell er også del av tiltakene. Som del av arbeidet med motivasjon for feltarbeidere ble data for bestandsvariasjoner for 76 fuglearter bl.a. presentert i NOFs rapportserie (Kålås et al. 2014a), og informasjon fra denne rapporten ble også presentert i NOFs tidsskrift Vår fuglefauna (Kålås et al. 2014b, Moksnes 2014). Nå er data også gjort tilgjengelig via internett (<http://tov-e.nina.no/Hekkefugl>), og informasjon om resultater fra TOV-E er nylig presentert i Vår Fuglefauna (Kålås et al. 2016). For å bedre dekning av ruter i Nord-Norge er det dessuten hentet inn taksører fra utlandet (omfattet 25 takseringsruter for 2015).

Kvalitetssikring av feltpersonell vil alltid være en utfordring når frivillig personell skal stå for hoveddelen av datainnsamlingen. For tiltak knyttet mot dette viser vi til Høgskolen i Nord-Trøndelag (nå Nord universitet) sitt studium i Fuglekjennskap som er en viktig bit av en slik kvalitetssikring.

Studiet gir 30 studiepoeng og omfatter artsbestemmelse av fugl på lyd og utseende. Feltpersonell kan her delta på feltstudium og/eller trene i artskunnskap via internett på www.birdid.no, og de kan ta en nettbasert eksamen på denne nettsiden. Ettersom studiestedet er i Nord-Trøndelag, er det naturlig at de fleste som deltar i feltstudiet i Fuglekjennskap kommer derfra og fra nabo-fylkene. Dette har ført til god tilgang av feltpersonell i denne regionen, også mange som tidligere ikke var kjent i det ornitologiske miljøet. Mange av disse studiedeltakerne takserer også ruter i nabofylker. I 2015 var 30 % av rutene på landsbasis satt opp med feltpersonell som hadde deltatt på samlingene i Fuglekjennskap. Et desentralisert studieopplegg i Sør-Norge kan være et aktuelt tiltak for å bedre rekrutteringen av feltpersonell i denne delen av landet. For hele landet samlet hadde litt over 60 % av deltakere med tildelte TOV-E ruter i 2015 avlagt eksamen i artsbestemmelse av fugl både ut fra utseende og lyd i Fuglekjennskap.

Bruk av bestandsindekser for jordbruksområder, skog og fjell

Den landsomfattende overvåkingen av hekkebestander av terrestriske fugl i TOV-E har levert data til tre av Miljøstatus sine indikatorer for naturmangfold (se <http://www.miljostatus.no/> som er Miljødirektoratet sitt nettsted for miljøsituasjonen). Her presenteres bestandsindekser for naturtypene jordbrukslandskapet og skog som er kombinerte data fra TOV-E med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996–2008, og for fjell for perioden 2007–2015 som utelukkende er basert på TOV-E data (**figur 12.2**). Disse indeksene viser en nedgang for arter i jordbrukslandskapet og for fjellet, mens det har vært en mer stabil bestandsutvikling for arter knyttet til skog. Data fra TOV-E benyttes også i Naturindeks for Norge (Framstad 2015) og i 'Budsjettmemda for jordbruket' sin resultatkontroll for gjennomføringen av landbrukspolitikken (Budsjettmemda for jordbruket 2014).

For perioden fram til 1996–2006 inkluderer datasettene for jordbrukslandskapet og skogen bare ruter som er mer subjektiv utlagt, og for perioden fram til 2013 inngår det svært få tellinger fra Nord-Norge. Dette tilsier at tallene fra disse to indeksene ikke nødvendigvis er helt representative for bestandsendringer i hele Norge for denne perioden. Vi forventer imidlertid at tallene gir gode indikasjoner for hvilke endringer som har skjedd for de aktuelle fugleartene/arealtypene i Norge. Fra og med 2009 baseres disse tidsseriene utelukkende på tellinger fra TOV-E nettverket.

Øvrig bruk av TOV-E data

Data fra TOV-E ble i 2014 benyttet i en nordisk sammenstilling av data for endringer av fuglebestander i fjell og fjellnære områder (Lehikoinen et al. 2014a), hvor det ble dokumentert betydelig bestandsnedgang for flere av de aktuelle artene i siste 10-årsperiode. Dette nordiske samarbeidet er også videreført med mål å levere jevnlig oppdateringer av endringer for fjellfugl i Skandinavia (Lehikoinen et al. 2014b). Data fra TOV-E er også benyttet i en analyse av bestandsendringer for vadefugler i Fennoskandia (Lindstrøm et al. 2015), som viser relativt stabile bestander for de fleste av disse artene. Ellers er det vist at jordbrukslandskapets fuglebestander i Trøndelag har hatt signifikant nedgang (Husby et al. 2014a), og at fuglebestandene i Trøndelag ser ut til å ha respondert på klimaendringene i samsvar med artenes klimapreferanser (Husby et al. 2014b).

Dessuten rapporteres det TOV-E data til Pan European Common Bird Monitoring Schemes (PECBMS) som beregner europeiske indekser for endringer i fuglebestander (se <http://www.ebcc.info/index.php?ID=587>). PECBMS rapporterer dette videre til Det europeiske miljøbyrået (EEA) for bruk i arbeidet med EU sin bærekraftindeks for biologisk mangfold ('Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators', se http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/eu2010_indicators/index_en.htm).

Vedlegg 12.1 Oversikt over feltpersonell 2015

Oversikt over personer som hadde tildelte TOV-E takseringsruter i 2015.

Navn	Antall ruter 2015	Navn	Antall ruter 2015
Rolf E. Andersen	1	Per Jan Hagevik	4
Martin F. Andersen	1	Øyvind Halgunset	1
Johannes Erik Anonby	2	Odd Hallaråker	2
Arnfred Antonsen	1	Anders Hals	3
Viggo Aspvik	1	Emil Halvorsrud	2
Pascale Baudonnel	4	Ole Schei Hansen	1
Jon Bekken	1	Tor Magnus Hansen	8
Tonje Evang Berland	3	Torbjørn Hasund	1
Håkan Billing	2	Kåre Haugan	3
Sverre Birkelund	2	Finn Hauge	1
Raymond Birkelund	3	Kjell-Ove Hauge	1
Anders Bjordal	3	John Haugen	1
Jo Torvik Bjørbekk	2	Jo Heggset	1
Nils Chr. Bjørge	6	Kristin Heidal	1
Kjell Blandhol	1	Anders Heien	2
Gøran Bolme	2	Øyvind Heldal	6
Tom Skånsar Borgersen	7	Trine Hilstad	4
Svein Arne Bratli	2	Svein Hjelmeset	1
Torgrim Breiehagen	3	Gry Løvlien Holen	1
Stein Bukholm	1	Thorstein Holtskog	2
Leif Roar Bævre	6	Knut-Sverre Horn	2
Per Willy Bøe	4	Sigurd Arne Hovde	1
Per Bådschaug	1	Iordan Hristov	15
Fredrik Calmeyer	3	Harald Hunderi	2
Øystein Carlsen	2	Olaf Hunsdal	3
Even Dehli	1	Tor Egil Høgsås	1
Reidar Demmo	1	Hans Martin Høiby	2
Jon Djupvik	6	Terje Håheim	3
Hilde Birgersdatter Dørum	1	Bjørnulf Håkenrud	1
Håvard Eggen	4	Halvor Ingul	1
Martin Eggen	5	Magnhild Johansen	1
Knut Eie	18	Håvard Johnsen	3
Steinar Eldøy	1	Hans Ola Jordet	5
Arne Engås	1	Lars Kapelrud	1
Heidi Tangen Eriksen	2	Per Ingebrigt Karbø	3
Audun Eriksen	6	Helge Kiland	2
Hanne Etnestad	2	Jan Helge Kjøstvedt	1
Hallgeir Fisketjøn	4	Terje Kolaas	5
Magnus Jonas Fjell	1	Jim Kristensen	1
Knut Fure	1	Knut Krogstad	1
Eskil Furuheim	2	Andreas Landrø	1
Leif Gabrielsen	1	Erlen Landsverk	3
Unni Ragnhild Bjerke Gamst	1	Jim Lea	1
Arild Gauteplass	1	Kjell Thore Leinhardt	3
Øyvind Gjerde	1	Hampus Lejon	8
Thoralf Gjuvsland	1	Inga Lillevoll	1
Ivar Egil Gjøra	1	Arild Lindgaard	1
Ola Ragnar Gjøra	12	Toril Lohne	3
Nigel Goodgame	4	Lars Lorentzen	3
Stig Gorseth	1	Per A. Lorentzen	3
Gjermund Graver	4	Sverre Lundemo	5
Kjell Grimsby	1	Jan Helge Løvik	2
Herluf Gruner	1	Morten Martinsen	2
Pål Martin Grønlien	6	Svein Melum	1
Andreas Gullberg	1	Torill Midtun	3
Morten Günther	1	John Martin Mjelde	1
Inge Hafstad	3	Børje Cato Moen	3
Oddvin Hagen	1	Ola Moen	5
Oddvar Hagen	1	Stian Moldskred	1

Navn	Antall ruter 2015	Navn	Antall ruter 2015
Jostein Moldsvor	2	Rune Solvang	1
Sindre Molværsmyr	4	Frantz Sortland	3
Kjetil Mork	2	Helge Staven	2
Torkjell Morset	1	Fredrik Staven	4
Merete Myromslien	1	Ole Knut Steinset	1
Jostein Myromslien	5	Bjørn Arild Steinsmo	2
Anders Faugstad Mæland	5	Ingvar Stenberg	1
Pål Mølnevik	1	Maria Stenklev	2
Ingvar Måge	1	Jarl Strømdal	7
Paul Tore Nielsen	2	Per Ole Syvertsen	1
Espen Sundet Nilsen	1	Ole Martin Sæterhaug	1
Yngve Nilsen	4	Gisle Sæterhaug	2
Frank Nygård	2	Ståle Sætre	1
Atle Ivar Olsen	1	Thorbjørn Tho	3
Geir Magne Pedersen	1	Thorleif Thorsen	3
Christian E. Pettersen	1	Karl Gisle Thorvaldsen	1
Samu Piha	10	Sigmund Tveiten	1
Ann Britt Pilegaard-Simonsen	1	Ken Gøran Uglebakken	1
Knut Olav Raen	2	Gunnar Uglem	3
Bjørn Rismyhr	1	Jorunn Ospedal Vallestad	1
Simon Rix	7	Trond Valstad	2
Odd Rygh	1	Tore Vang	1
Johan Tore Rødland	1	Roald Vang	2
Jan Ove Sagerøy	1	Per M. Vars	3
Rolf Sandven	1	Bernt Jarle Vatland	1
Jostein Sandvik	3	Tellef Barøy Vestøl	3
Kjell Magnus Sarre	1	Kim Erlend Vidal	1
Bjørn-Tore Rekve Seim	1	Marius von Glahn	4
Johan Sirnes	1	Per Inge Værnesbranden	2
Ronny Skansen	2	Tommy Wernberg	1
Henry Skevik	2	Kjell Woxmyhr	1
Ole Skimmeland	1	Rune Zakariassen	1
Audun Skrindo	3	Ragnar Ødegaard	1
Ivar Sleveland	1	Tor Ålbu	2

13 Referanser

- Angell-Petersen, I. 1988. Inventering av verneverdig barskog i Sør-Norge. – Økoforsk Rapp. 1988: 8: 1-241.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. – *Ecography* 24: 298-308.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. – Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima 1993: 1-63.
- Baillie, S.R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. – s. 112-133 i Goldsmith, F.B., red. *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman and Hall. London, UK.
- Bakkestuen, V., Halvorsen, R. & Heegaard, E. 2009. Disentangling complex fine-scale ecological patterns by path modelling using GLMM and GIS. – *Journal of Vegetation Science* 20: 779-790.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. – NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Aarrestad, P.A. & Wilmann, B. 2006. 3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell – tredje gangs analyse 2005. – NINA Rapport 150: 16-26.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell 2010. - I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 702. s. 17-25.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2010. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 33: 237 pp.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. *Bird census techniques*. – Academic Press.
- Bjørklund, P.K., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2012. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Troms. – Ressursoversikt fra Skog og landskap 05/12: VI, 86 s.
- Bobbink, R. & Hettelingh, J.-P., red. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. – *Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010*.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. – NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. – NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. – NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å. & Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. – *J. Veg. Sci.* 8: 329-336.
- Bruteig, I. E. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Solhomfjell og Børgefjell 1995. - ALLFORSK Rapport 7. 42 s.
- Bruteig, I. E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2000. - NINA Oppdragsmelding 703. 39 s.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance from biological populations*. - Oxford University Press. 448 s.
- Budsjettnemnda for jordbruket. 2014. Resultatkontroll for gjennomføringen av landbrukspolitikken. Rapport 206 s.
http://nilf.no/budsjettnemnda_for_jordbruket/Utdredninger_og_publicasjoner/2014/resultatkontroll_for_gjennomforingen_av_landbrukspolitikken
- Børset, A. 1979. Inventering av skogreservater på statens grunn. - NF-Rapp. 1979: 3: 1-451.
- Christiansen, E. 1983. Fluctuations in some small rodent populations in Norway 1971 1979. – *Holarctic Ecology* 6: 24-31.
- Cornulier, T., Yoccoz, N., Bretagnolle, V., Brommer, J.E., Butet, A., Ecke, F., Elston, D.A., Framstad, E., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Huitu, O., Imholt, C., Ims, R.A., Jacob, J., Jedrzejewska, B., Milon, A., Petty, S.J., Pietiainen, H., Tkadlec, E., Zub, K. & Lambin, X. 2013. Europe-Wide Dampening of Population Cycles in Keystone Herbivores. – *Science* 340: 63-66.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1994. *Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa Volume VIII - Crows to finches*. Oxford University Press. New York.

- Crawford, T.J. 1991. The calculation of index numbers from wildlife monitoring data. - S. 225-249 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.
- Dahl, E. 1998. The phytogeography of Northern Europe (British Isles, Fennoscandia and adjacent areas). – Cambridge Univ. Press. 297 s.
- Dalen, L. 2004. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climatic warming. – PhD theses, NTNU, Trondheim
- Diekmann, M. 2005. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. – Basic Appl. Ecol. 4: 493-506.
- DN 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Du Rietz, G.E. 1921. Zur methodologischen Grundlage der Modernen Pflanzensoziologie. - Akad. Abh. Uppsala.
- Eeva, T. & Lehiokainen, E. 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success og the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. – Oecologia 102: 312-323.
- Eeva, T. & Lehiokainen, E. 1996. Growth and mortality of nestling in an heavy metal pollution gradient. - Oecologia 108: 631-639.
- Eeva, T., Lehiokainen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ecto-parasites on the breeding successs of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. - Can. J. Zool. 72: 624-635.
- Eeva, T., Lehiokainen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) an great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. - Ann. Zool. Fennici. 34: 61-71.
- Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. – NINA Oppdragsmending 408: 1-84.
- Ekenstedt, J., Ollilla, T. & Kålås, J.A. 2006. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Finland-Norway-Sweden. – Upublisert rapport.
- Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as atest of hypotheses on trophic interactions. – Ecography 24: 555-568.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica XVII. Göttingen. 258 pp.
- Ericson, L. 1977. The influence of voles and lemmings on the vegetation in a coniferous forest during a 4 year period in northern Sweden. – Wahlenbergia 4: 1-114.
- Evju, M. & Bruteig, I.E. 2013. Lichen community change over a 15-year time period: effects of climate and pollution. – The Lichenologist 45:35-50.
- Evju, M., Bruteig, I. E., Myklebost, H. E. & Wilmann, B. 2011. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon i Solhomfjell og Børgefjell. – I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 702. s. 44-76.
- Evju, M., Myklebost, H. E. & Bruteig, I. E. 2015. Overvåking av epifytter i program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Revisjon av feltprotokoll 2015. – NINA Rapport 1153. 51 s.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. – Oecologia 70: 339-347.
- Falkengren-Grerup, U. 1990. Distribution of field layer species in Swedish deciduous forests in 1929-54 and 1979-1988 as related to soil pH. – Vegetatio 86: 143-150.
- Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1991. Dynamic floristic changes of Swedish beech forest in relation to soil acidity and stand management. – Vegetatio 95: 149-158.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants. – Can. Wildl. Serv. Occas. Pap. 9.
- Forsgren, E., Aarrestad P.A, Gundersen, H., Christie, H., Friberg, N., Jonsson, B., Kaste, Ø., Lindholm, M., Nilsen, E.B., Systad, G., Veiberg, V., Ødegaard, F. 2015. Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge. – NINA Rapport 1210. 133 s.
- Frafjord, K. 2009. Bestandsvariasjoner hos vanlig spissmus *Sorex araneus*: mulig årsaker og en sammenligning med smågnagere. – Fauna 62 (1-2): 2-11.
- Framstad, E. (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. – Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015. 132 sider.

- Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kålås, J.A., Nygård, T. & Økland, R.H. 2003. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 1990-2002. – NINA Temahefte 24, 30s.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. – NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.
- Framstad, E., Stenseth, N.C., Bjørnstad, O.N. & Falck, W. 1997. Limit cycles in Norwegian lemmings: tensions between phase-dependence and density-dependence. – *Proceedings of the Royal Society, B* 264: 31-38.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekklister over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. – NINA Temahefte 4: 1-104.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. 1993. Can birds be used to monitor the environment. – pp. 1-42 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of Environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Førland, E.J. 1979. Nedbørens høydeavhengighet. – *Klima* 2: 2-34.
- Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. – *Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima* 39: 1-63.
- Gjershaug, J.O., Kålås, J.A., Nygård, T., Herzke, D. & Folkestad, A.O. 2008. Monitoring of raptors and their contamination levels in Norway. – *Ambio* 37: 420-424.
- Gjershaug, J.O., Strann, K.-B., Nygård, T., Johnsen, V. & Kålås, J.A. 2012. Skisse til intensiv overvåking av kongeørn i Norge. Revidert versjon 9. februar 2012.
- Graveland, J., van der Wahl, R., van Balen, J.H., van Noordwijk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. – *Nature* 368: 446-448.
- Green, M. & Lindström, Å. 2015. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2014. – Rapport, Biologiska institutionen, Lunds Universitet, pp. 86.
- Greenwood, J.J.D., Baillie, S.R., Crick, H.P.Q., Marchant, J.H. & Peach, W.J. 1993. Integrated population monitoring: detecting the effects of diverse changes. – pp. 267-342 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of Environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Gregory, R.D. & van Strien, A. 2011. Wild bird indicators: Using composite population trends for birds as measures of environmental health. – *Ornithological Science* 9: 3-22. (doi: 10.2326/osj.9.3)
- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. – *Phil Trans R Soc Lond B* 360: 269-288.
- Gunnarsson, B. 1988. Spruce-living spiders and forest decline; the importance of needle-loss. – *Biol. Cons.* 43: 309-319.
- Gunnarsson, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution on spruce-living spiders. – *J. Animal. Ecol.* 59: 743-752.
- Haartman, L. von 1954. Der Trauerfliegenschnäpper. III. Die Nahrungsbiologie. – *Acta Zool. Fenn.* 83: 1-96.
- Hagen, D., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2006. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2005. – I Framstad, E. (red.) *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 2005: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 150. s. 27-55.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- Hake, M. 1991. The effects of needle loss in coniferous forests in south-western Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits *Parus montanus*. – *Biol. Cons.* 58: 357-366.
- Hambäck, P.A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å, Oksanen, T. & Schneider, M. 2004. Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. – *Oikos* 106: 85-92.
- Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. – *Trends in Ecology and Evolution* 3: 195-200.
- Haugen, I. 1991. Barskog i Midt-Norge. Utkast til verneplan. – *Dir. Naturforv. Rapp.* 1991: 1: 1-119.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. s., Artsdatabanken, Norge.
- Henttonen, H., McGuire, A.D. & Hansson, L. 1985. Comparisons of amplitude and frequencies (spectral analyses) of density variations in long-term data sets of *Clethrionomys* species. – *Ann. Zool. Fennici* 22: 221-227.
- Herredsvella, H. & Munkejord, A. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - *Vår fuglefauna* 11: 75-77.
- Herzke, D., Berger, U., Kallenborn, R., Nygård, T. & Vetter, W. 2005. Brominated flame retardants and other organobromines in Norwegian predatory bird eggs. – *Chemosphere* 61: 441-449.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. – Cornell University, Ithaca, NY, US.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. – *Vegetatio* 42: 47-58.

- Hill, M.O., Mountford, J.O. et al. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 technical annex. Institute of Terrestrial Ecology. Huntingdon
- Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. – DN-notat 1991-4. 38 s.
- Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell 1990. – DN-notat 1991-6. 50 s.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2009. Arealregnskap for Norge, Arealstatistikk for Buskerud. – Ressursoversikt fra Skog og Landskap 02/2009, 82 s.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2010. Arealregnskap for Norge. Arealstatistikk for Agder. – Skog og landskap ressursoversikt 02/2010, Ås.
- Hogstad, O. 1999. Den ustadige bjørkefinken. – Vår fuglefauna 22: 5-9.
- Hole, L.R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. – NILU Rapport OR 61/2002: 1-72.
- Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. – NINA Oppdragsmelding 24. 49 s.
- Husby, M. & Kålås, J.A. 2011. Terrestriske fuglearter som indikatorer for bærekraftig utvikling i Norge. Tilstanden i ulike naturtyper og effekter av klimaendring. – HINT Utredning 128.
- Husby, M. & Stueflotten, S. 2009. Norsk Hekkefugltaksering - Bestandsutvikling i HFT-områdene for 57 arter 1995-2008. – NOF Rapport 6-2009. 33 s.
- Husby, M., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014a. Klimaendring og effekter på fugl. – I: Natur og næring i samspill (Grande, J., Husby, M. & Moa, P., red.). Akademika forlag, Trondheim. ss. 225-244
- Husby, M., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014b. Moderne landbruk og effekter på biologisk mangfold. Natur og næring i samspill (eds J. Grande, M. Husby & P. Moa), ss. 199-224. Akademika forlag, Trondheim.
- Hörnfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. – Ecology 75: 791-806.
- Hörnfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. – Oikos 107: 376-392.
- Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen, S.T. 2008. Collapsing population cycles. – Trends in Ecology and Evolution 23: 79-86.
- Ims, R.A., Jenssen, B.M., Ohlson, M. & Ønvik Pedersen, Å. 2010. Evaluering av "Program for terrestrisk naturovervåking". – DN-utredning 9-2010. 32 s.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. – PNAS 108: 1970-1974.
- Jepsen, J.U., Biuw, M., Ims, R.A., Kapari, L., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Hagen, S.B. 2013. Ecosystem impacts of a range expanding forest defoliator at the forest-tundra ecotone. - Eco-systems 16: 561-575.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A., Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in sub-arctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. - Journal of Animal Ecology 77: 257-264.
- Jepsen, J.U., Kapari, L., Hagen, S.B., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Nilssen, A.C. & Ims, R.A. 2011. Rapid northwards expansion of a forest insect pest attributed to spring phenology match-ing with sub-arctic birch. - Global Change Biology 17: 2071-2083.
- Johansen, B.S., Lerkelund, H.E. & Solheim, R. 1997. Lemen i Setesdal Vesthei høsten 1997. – Fauna 50: 155-157.
- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. – Nature 456: 93-97.
- Korpimäki, E., Brown, P.R., Jacob, J. & Pech, R.P. 2004. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved? – BioScience 54: 1071-1079.
- Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. - Ann. Zool. Fennici 26: 153-166.
- Krog, H., Østhaugen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Kvasnes, M.A.J., Pedersen, H.C., Solvang, H., Storaas, T. & Nilsen, E.B. 2014a. Spatial distribution and settlement strategies in willow ptarmigan. - Population Ecology 57: 151-161.
- Kvasnes, M.A.J., Pedersen, H.C., Storaas, T. & Nilsen, E.B. 2014b. Large-scale climate variability and rodent abundance modulates recruitment rates in Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). - Journal of Ornithology: 1-13.

- Kålås, J.A., Dale, S., Gjershaug, J.O., Husby, M., Lislevand, T., Strann, K-B. og Strøm, H. 2015. Fugler (Aves). Norsk rødliste for arter 2015. – Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Fugler>
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. – NINA Oppdragsmelding 24: 1-36.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. – NINA Oppdragsmelding 132: 1-38.
- Kålås, J.A. & Gjershaug J.O. 2004. Rovfugl – NINA Oppdragsmelding 839: 67-70.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. – NINA Oppdragsmelding 740, 25 s.
- Kålås, J.A., Husby, M., Nilsen, E.B. & Vang, R. 2014a. Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2013. – NOF Rapport 4-2014. 36 sider.
- Kålås, J.A., Husby, M., Nilsen, E.B. & Vang, R. 2014b. Terrestriske fugler i Norge – bestandsendringer 1996-2013. – Vår Fuglefauna 37: 14-20.
- Kålås, J.A., Husby, M. & Vang, R. 2016. TOV-E – artsindekser på nett. – Vår Fuglefauna 39: 24-28.
- Kålås, J.A., Jepsen, J.U., Bakkestuen, V., Myklebost, H. & Aarrestad, P.A. 2015. Bjørkemålere i TOV-områdene. Metodemanual 2015. Versjon 1.0. – Intern NINA-rapport. Upubl.
- Kålås, J. A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. NINA Oppdragsmelding. 1-41 s.
- Laaksonen, K. 1976. The dependence of mean air temperatures upon latitude and altitude in Fennoscandia (1921-1950). - *Annls Acad. scient. fenn. Ser A 3 geol.-geogr.* 119: 1-19.
- Lawesson, J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdóttir, E., Fosaa, A.M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, R.H., Økland, T., Andersen, P.N. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. – *Tema Nord* 517: 1-125.
- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014a. Common montane birds are declining in northern Europe. - *Journal of Avian Biology* 45: 3-14.
- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014b. A common montane bird indicator for North Europe. – *Bird Census News* 27/1-2: 11-16.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. 7. utg. Elven, R., red. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Lindström A., Green M., Husby M., Kalas J.A. & Lehikoinen A. 2015. Largescale monitoring of waders on their boreal and arctic breeding grounds in northern Europe. – *Ardea* 103: 3-15. doi:10.5253/arde.v103i1.a1
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. – DN-rapport 1989,8: 1-98.
- Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. The Pied Flycatcher. – T & A.D. Poyser, London.
- Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P. 1990. Population trends in British breeding birds. – BTO, Tring, UK.
- Mariussen, E., Steinnes, E., Brevik, K., Nygård, T., Schlabach, M. & Kålås, J.A. 2008. Spatial patterns of polybrominated biphenyl ethers (PBDEs) in mosses, herbivores and a carnivore from the Norwegian terrestrial biota. – *Science of the Total Environment* 404: 162-170.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens Kartverk. Hønefoss.
- Moksnes, A. 2014. Hvor blir det av gjøken? – Vår Fuglefauna 37: 22-23.
- Myrberget, S. 1973. Geographical synchronism of cycles of small rodents in Norway. – *Oikos* 24: 220-224.
- Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. – *Environ. Pollution* 55: 29-40.
- Nordbakken, J.F., Økland, T., Røsberg, I & Engan G. 2010. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i Hedmark, 2009 I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl.* – NINA Rapport. 580: 28-39.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. – *Ambio* 34: 20-24.
- Nybø, S. (red.). 2010. Naturindeks for Norge. – DN-utredning 3-2010. 162 s.
- Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. – NINA Utredning 21: 1-34.
- Nygård, T. & Gjershaug, J.O. 2001. The effects of low levels of pollutants on reproduction of golden eagles in Western Norway. – *Ecotoxicology* 10: 285-290.
- Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Natur i endring. Utviklingen av miljøgifter i rovfuglegg i Norge fram til 2005. – NINA Rapport 213. 42 s.

- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. – NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur-overvåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. – NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
- Nygård, T. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. – NINA Rapport 834, 51 s.
- Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. – NINA Oppdragsmelding 701: 1-33.
- Nyholm, N.E.I. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. – *Oikos* 29: 336-341.
- Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. – *Environ. Res.* 26: 363-371.
- Nyholm, N.E.I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatchers (*Aves*) in the pollution gradient from a smelter. – I Donker, M., Eijsackers, H. & Heimback, F. (eds) *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsee. S. 373-382.
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet - resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. - *Svensk bot. Tidskr.* 92: 227-232.
- Oksanen, L. & Oksanen, T. 1992. Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. – *Ecography* 15: 226-236.
- Oksanen, T., Oksanen, L., Dahlgren, J. & Olofsson, J. 2008. Arctic lemmings, *Lemmus* spp. and *Dicrostonyx* spp.: integrating ecological and evolutionary perspectives. – *Evolutionary Ecology Research* 10: 415-434.
- Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. – *Oikos* 106: 324-334.
- Olsen, S.R. & Grønlien, H. 2002. Smågnagerundersøkelser i Lillehammer og Brandbu 1992-2001. – upubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.
- Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. - *Environmental Pollution* 58: 179-194.
- Pedersen, A.O., Bardsen, B.J., Yoccoz, N.G., Lecomte, N. & Fuglei, E. 2012. Monitoring Svalbard rock ptarmigan: Distance sampling and occupancy modeling. - *Journal of Wildlife Management* 76: 308-316.
- Pedersen, H.C., Fossøy, F., Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2006. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan (*Lagopus l. lagopus*) populations. – *Science of the Total Environment* 371: 176-89.
- Pedersen, H.C., Steen, H., Kastdalen, L., Broseth, H., Ims, R.A., Svendsen, W. & Yoccoz, N.G. 2004. Weak compensation of harvest despite strong density-dependent growth in willow ptarmigan. - *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 271: 381-385.
- Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. – *Nature* 215: 208-210.
- Rekdal, Y. & Strand, G.H. 2005. Arealregnskap for Norge. Fjellet i Hedmark. – NIJOS rapport 06/05: 1-32.
- Rodenkirchen, H. 1998. Evidence for a nutritional disorder of *Oxalis acetosella* L. on acid forest soils – I. Control situation and effects of dolomitic liming and acid irrigation. *Pl. Soil* 199: 141-152.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. – *Environmental Geochemistry and Health* 12: 17-27.
- Royle, J.A., Dawson, D.K. & Bates, S. 2004. Modeling abundance effects in distance sampling. - *Ecology* 85: 1591-1597.
- Rydgren, K., Økland, R.H., Picó, F. X. & de Kroon, H. 2007. Moss species benefits from breakdown of cyclic rodent dynamics in boreal forests. - *Ecology* 88: 2320-2329.
- Sandercock, B.K., Nilsen, E.B., Broseth, H. & Pedersen, H.C. 2011. Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. - *Journal of Animal Ecology* 80: 244-258.
- Santesson, R., Moberg, R., Nordin, A., Tønberg, T. & Vitikainen, O. 2004. Lichen-forming and lichicolous fungi of Fennoscandia. – Museum of Evolution, Uppsala Universitet, Uppsala.
- Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon. No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. - *Oecologia* 153: 555-561.

- Selås, V., Sonerud, G.A., Framstad, E., Kålås, J.A., Kobro, S., Pedersen, H.B., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011b. Climate change in Norway: warm summers limit grouse reproduction. – *Population Ecology* 53: 361-371.
- Selås, V., Sonerud, G.A., Hjeljord, O., Gangsei, L.E., Pedersen, H.B., Framstad, E., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011a. Moose recruitment in relation to bilberry production and bank vole numbers along a summer temperature gradient in Norway. – *European Journal of Wildlife Research* 77: 523-535.
- Sillett, T.S., Chandler, R.B., Royle, J.A., Kéry, M. & Morrison, S.A. 2012. Hierarchical distance-sampling models to estimate population size and habitat-specific abundance of an island endemic. – *Ecological Applications* 22: 1997-2006.
- Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. – *Acta phytogeogr. suec.* 21: 1-299.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*, ed. 3. – Freeman. New York
- Sollmann, R., Gardner, B., Chandler, R. B., Royle, J. A. & Sillett, T. S. 2015. An open-population hierarchical distance sampling model. – *Ecology* 96: 325-331.
- St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, 220 pp.
- Steen, J.B., Steen, H., Stenseth, N.C., Myrberget, S. & Marcstrom, V. 1988. Microtine Density and Weather as Predictors of Chick Production in Willow Ptarmigan, *Lagopus* .1. *Lagopus*. – *Oikos* 51: 367-373.
- Stenseth, N.C. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. – *Oikos* 87: 427-461.
- Stenseth, N.C. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation – an introduction. – pp. 61-96 i Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. *The Biology of Lemmings*. Academic Press, London.
- Stephens, P.A., Mason, L.R., Green, R.E., Gregory, R.D., Sauer, J.R., Alison, J., Aunins, A., Brotons, L., Butchart, S.H.M., Campedelli, T., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Crowe, O., Elts, J., Escandell, V., Foppen, R.P.B., Heldbjerg, H., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Noble, D.G., Paquet, J.-Y., Reif, J., Sattler, T., Szép, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van strien, A.J., van Turnhout, C.A.M., Vorisek, P. & Willis, S.G. 2016. Consistent response of bird populations to climate change on two continents. – *Science*, 352: 84-87.
- Strand, G.-H. & Rekdal, Y. 2006. Area frame survey of land resources. AR18x18 system description. – NIJOS report 03/2006, Ås
- Strann, K.-B., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2002. Is the heart of the Fennoscandian rodent cycle still beating? A 14-year study of small mammals and Tengmalm's owl in northern Norway. – *Ecography* 25: 81-87.
- Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forest. – *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understorey forest species reflects differences in N deposition. – *Ambio* 32: 91-97.
- Stålfelt, M.G. 1937. *Der Gasaustausch der Moose*. – *Planta* 27: 30-60.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. – Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Syvertsen, P.O., Isaksen, K., Olsen, K.M., Ree, V., Solheim, R. & Viig, Ø. 2010. Nye norske navn på pattedyr, med oppdatert liste over arter påvist i Norge. – *Fauna* 63(2): 50-59.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. – Norsk Inst. Vannforsk. Rapp. 1997: 1-44.
- Vetter, W., Von der Recke, R., Herzke, D. & Nygård, T. 2008. Detailed analysis of polybrominated biphenyl congeners in bird eggs from Norway. – *Environmental pollution* 156: 1204-1210.
- Wam, H. K., Pedersen, H. C. & Hjeljord, O. 2012. Balancing hunting regulations and hunter satisfaction: An integrated biosocioeconomic model to aid in sustainable management. – *Ecological Economics* 79: 89-96.
- Økland, R.H. 1995. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. – *J. Ecol.* 83: 697-712.
- Økland, R.H. 1997. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. – *Lindbergia* 22: 49-68.
- Økland, R.H. & Bakkestuen, V. 2004. Fine-scale spatial patterns in populations of the clonal moss *Hylocomium splendens* partly reflect structuring processes in the boreal forest floor. – *Oikos* 106: 565-575.
- Økland, R.H., Bakkestuen, V. & Wollan, A.K. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell. – NINA Rapport 490: 43-69.

- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Nordbakken, J.-F. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003. – NINA Oppdragsmelding 839: 14-31.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. – *Nord. J. Bot.* 8: 375-407.
- Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akershus county, SE Norway. – *Sommerfeltia* 10: 1-52.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 22: 1-349.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. – NIJOS-rapport 08/01: 1- 46.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004a. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. – *Journal of Vegetation Science* 15: 437-448.
- Økland, T. & Bratli, H. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag 2007. I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* – NINA Rapport 362: 29-39.
- Økland, T. & Nordbakken, J.F. 2014. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Granneset 2013. I: Framstad, E. (red) *Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* – NINA Rapport 1036: 34-43.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010. I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* – NINA Rapport.702: 24-37.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat i 2011. I: Framstad, E. (red.) 2012. *Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* – NINA Rapport 840. 30 -38.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2013. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat i 2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. *Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* – NINA Rapport 952: 27-37.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2015. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Bringen naturreservat i Vassfaret i 2014. I: Framstad, E. (red) *Terrestrisk naturovervåking i 2014: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* – NINA Rapport 1186: 17-24.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* – NINA Rapport. 490: 70-79.
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, O. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. – NIJOS Rapport 06/2004: 1-55.
- Økland, T., Aarrestad, P.A. & Halvorsen, R. 2009b. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2008. I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* – NINA Rapport 490: 80-84.
- Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. – *Ravalsjøskogenes viltjournal*, hefte 8, 2005: 1-25.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2007. – I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* NINA Rapport 362. s. 15-28.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S., Rusch, G.M., & Schartau, A.K. 2015. *Naturtyper i klimatilpasningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpasningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester.* – NINA Rapport 1157. 98 s.
- Aas, W., Hjelbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. – *NILU OR* 72: 53pp.
- Aas, W., Hjelbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2012. – *NILU OR* 41/2012. 40pp.

- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K.E. 2010. Overvåking av langtransportert forurensset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2009. – NILU Rapport OR33/2010. 187 s.
- Aas, W., Solberg, S., Yttri, K.E., Larssen, T., & Wright, R. 2009. Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge – status og fremtidsutsikter. – NILU Rapport OR 52/2009. 45 s.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2002. Overvåking av langtransportert forurensset luft og nedbør: atmosfærisk tilførsel, 2001. – NILU Rapport OR 21/2002. 157 s.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2941-8

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger